

СОДЕРЖАНИЕ

Номер 6, 2022

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

Криогенные почвы на породах трапповой формации Центральной Сибири

Ю. И. Ершов

657

Подстилки городских насаждений как индикатор интенсивности биологического круговорота в условиях мегаполиса

О. В. Семенюк, В. М. Телеснина, Л. Г. Богатырев, Ф. И. Земсков

673

Большой Болдыревский курган раннего бронзового века в Южном Приуралье: курганные конструкции, палеопочвы, реконструкции палеоклимата

А. Э. Сверчкова, О. С. Хохлова, Н. Л. Моргунова, Т. Н. Мякина

687

ХИМИЯ ПОЧВ

Химическая структура органического вещества водостойчивых структурных отдельностей типичного чернозема в условиях контрастного землепользования: твердотельная CP-MAS ¹³C-ЯМР-спектроскопия

*З. С. Артемьева, Н. Н. Данченко, Ю. Г. Колягин, Н. П. Кириллова,
Е. В. Цомаева, Б. М. Козут*

701

ФИЗИКА ПОЧВ

Гидрологический режим буроземов в агроландшафтах Самбийской равнины (Калининградская область)

О. А. Анциферова

713

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

Ингибирование ферментативной активности чернозема обыкновенного газообразными продуктами горения растительных материалов

М. С. Нижельский, К. Ш. Казеев, В. В. Вилкова, С. И. Колесников

728

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

Поступление органического углерода в почву с послеуборочными остатками сельскохозяйственных культур

О. Э. Суховеева

737

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Изучение процессов сорбции и удаления углеводородов нефти из образцов почвы

*Ю. П. Туров, М. Ю. Гузьяева, Д. А. Лазарев, Ю. Ю. Петрова,
Г. О. Жданова, Д. И. Стом*

747

Пространственное варьирование удельной активности ¹³⁷Cs, содержания тяжелых металлов и нефтепродуктов в загрязненных почвах г. Электросталь

Д. Н. Липатов, В. А. Вараченков, Д. В. Манахов, М. М. Карпунин, С. В. Мамихин

759

Contents

No. 6, 2022

Genesis and Geography of Soils

- Cryogenic Soils on the Rocks of the Trap Formation Central Siberia
Yu. I. Yershov 657
- Biological Cycling in Urban Stands (Byttsevsky Les Protected Area)
O. V. Semenyuk, V. M. Telesnina, L. G. Bogatyrev, and Ph. I. Zemskov 673
- Big Boldyrevsky Kurgan of the Early Bronze Age in the Southern Urals: Kurgan Structures, Paleosols, Paleoclimate Reconstruction
A. E. Sverchkova, O. S. Khokhlova, N. L. Morgunova, and T. N. Myakshina 687
-

Soil Chemistry

- Chemical Structure of Organic Matter of Water-Stable Structural Units in Haplic Chernozem under Contrasting Land Use Variants: Solid State CP-MAS ¹³C-NMR Spectroscopy
Z. S. Artemyeva, N. N. Danchenko, Yu. G. Kolyagin, E. V. Tsomaeva, and B. M. Kogut 701
-

Soil Physics

- Hydrological Regime of Cambisols in the Agricultural Landscape of the Sambia Plain (Kaliningrad Region)
O. A. Antsiferova 713
-

Soil Biology

- Inhibition of the Enzymatic Activity of Ordinary Black Soil by Gaseous Products of Combustion of Plant Materials
M. S. Nizhelskiy, K. Sh. Kazeev, V. V. Vilкова, and S. I. Kolesnikov 728
-

Agricultural Chemistry and Fertility of Soils

- Input of Organic Carbon in Soil with Post-Harvest Crop Residues
O. E. Sukhoveeva 737
-

Degradation, Rehabilitation, and Conservation of Soils

- Study of the Processes of Sorption and Removal of Oil Hydrocarbons in Soil Samples
Yu. P. Turov, M. Yu. Guznyaeva, D. A. Lazarev, Yu. Yu. Petrova, G. O. Zhdanova, and D. I. Stom 747
- Spatial Variation of the Activity of ¹³⁷Cs, the Content of Heavy Metals and Petroleum Products in Polluted Soils of the City of Elektrostal
D. N. Lipatov, V. A. Varachenkov, D. V. Manakhov, M. M. Karpukhin, and S. V. Mamikhin 759
-
-

**ГЕНЕЗИС
И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ**

УДК 631.48

**КРИОГЕННЫЕ ПОЧВЫ НА ПОРОДАХ ТРАППОВОЙ ФОРМАЦИИ
ЦЕНТРАЛЬНОЙ СИБИРИ**

© 2022 г. Ю. И. Ершов*

*Институт леса им. В.Н. Сукачева СО РАН, Обособленное подразделение ФИЦ КНЦ СО РАН,
Академгородок, 50/28, Красноярск, 660036 Россия***e-mail: solum@ksc.krasn.ru*

Поступила в редакцию 25.08.2021 г.

После доработки 02.12.2021 г.

Принята к публикации 30.12.2021 г.

Рассмотрены основные факторные и процессно-морфогенетические особенности, а также пространственные закономерности формирования криоземов на дериватах базальтов, долеритов, вулканических туфов. Почвы описаны в малоизученных и труднодоступных северных районах Среднесибирского плоскогорья (координаты 63–69° N, 87–107° E): плато Путорана, Сыверма, Норильская котловина, Мойро-Котуйская равнина. Выделены и охарактеризованы торфяно-криоземы глееватые, криоземы грубогумусовые, криоземы серогумусовые, криоземы сорбировано-гумусовые. Каждая из этих почв имеет свои диагностические горизонты и признаки соответственно: глееватый горизонт CRg, грубогумусовый АО, серогумусовый АУ, сорбировано-гумусовый CRhs. Главные закономерности географии криогенных почв определяются долготными различиями в степени континентальности и увлажненности климата, приводящими к обособлению трех секторов, которые объединяют принципиально разные по морфогенетическим характеристикам почвы: умеренно континентальный гумидный (торфяно-криоземы глееватые), континентальный слабогумидно-семигумидный (криоземы грубогумусовые), резко континентальный (криоземы серогумусовые, криоземы сорбировано-гумусовые). Внутрисекторное распределение почв контролируется литолого-геоморфологическими и геокриологическими условиями. Обсуждаются вопросы номенклатуры и классификации почв.

Ключевые слова: субарктика, Среднесибирское плоскогорье, основные породы, генетико-географические закономерности, криоземы, Cryosols

DOI: 10.31857/S0032180X22060053

ВВЕДЕНИЕ

Почвенный покров рассматриваемого региона отличается специфичностью и резкой неоднородностью, отражая всю сложность природно-экологических условий. Здесь широко развиты почвы, профиль которых замыкается многолетнемерзлыми породами (ММП) в пределах 1 м от дневной поверхности. Сведений о генезисе и географии таких почв (особенно на бескарбонатных породах) крайне мало. Активное промышленное освоение территории вызвало большие, нередко катастрофические, нарушения почвенного покрова. Поэтому изучение криогенных почв Субарктики Центральной Сибири имеет важное теоретическое и практическое значение. Обобщен большой массив фактического материала многолетних исследований, что позволило установить, а для некоторых криогенных почв глубже понять генетические особенности и географические закономерности их распространения.

Криогенные почвы на основных породах в рассматриваемом регионе изучены очень неравномерно и недостаточно. Они описаны только на восточных макросклонах плато Путорана и Сыверма [2, 26, 27]. Фактически отсутствуют материалы по почвам западного макросклона плато Путорана и Мойро-Котуйская равнины. Остается много неясностей и разночтений в генезисе и географии таких почв, в их диагностике, терминологии и классификации. Все эти проблемы требуют решения и обсуждения. Гидроморфное неглеевое почвообразование (криоземы) на бескарбонатных породах впервые описано И.А. Соколовым [26, 27], на карбонатных – Д.Е. Конюшковым [13].

В настоящей статье на основе многолетних полевых исследований обсуждаются генетико-географические и номенклатурно-классификационные аспекты современного криоземного почвообразования на бескарбонатных породах в условиях Субарктики Центральной Сибири.

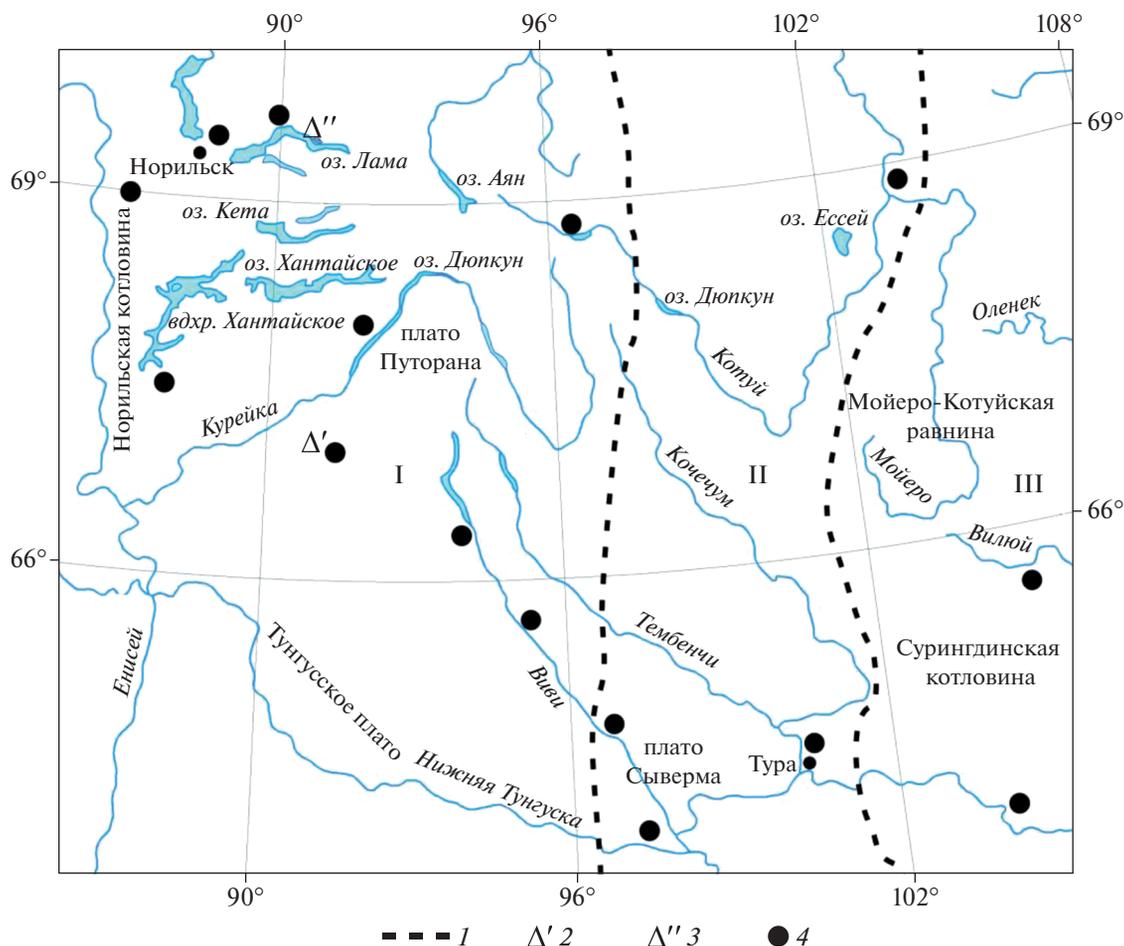


Рис. 1. Район исследований и места отбора проб в Субарктике Центральной Сибири; 1 – границы секторов: I – западный гумидный, II – переходный слабогумидно-семигумидный, III – восточный семигумидный. Почвенные катены: 2 – “Энде”, 3 – “Кутарамакан”; 4 – участки маршрутных описаний почв.

Цель работы – на основе анализа массовых материалов попытаться сформулировать основные факторные и процессные закономерности, контролирующие генетико-географические особенности и разнообразие криоземов.

ОБЪКТЫ И МЕТОДЫ

Многолетние почвенные исследования проводили в малоизученных районах северо-запада Среднесибирского плоскогорья (координаты 63–69° N, 87–107° E): плато Пutorана – горы Хаералах (69°28' N, 88°30' E), Усть-Эндэ (67° N, 91° E), Богадиль (68° N, 92° E), плато Сыверма, Норильская котловина, Мойеро-Котуйская равнина, бассейны рек Нижняя Тунгуска, Виви, Кочечум, Котуй, Мойеро (рис. 1).

Среднесибирское плоскогорье – крупный геоструктурный и орографический регион со сложным геологическим и геоморфологическим строением. Верхняя часть платформенного чехла Сибирской платформы сложена верхнепалеозойскими-нижне-

мезозойскими траппами, которые представлены интрузивными и эффузивными породами (базальтами, долеритами). Трапповый комплекс включает туфогенные образования: туфобрекчии, туфы базальтов, туффиты, туфопесчаники. Рельеф плоскогорья отличается значительным разнообразием и представлен трапповыми и лавовыми плато со столбовой поверхностью и ступенчатыми многоярусными склонами (Пutorана, Сыверма, Тунгусское), немногими котловинами (Норильская и др.). В долинах рек и котловинах широко развиты флювиогляциальные, аллювиальные, делювиально-криосолифлюкционные и озерно-ледниковые террасовидные поверхности [15, 17]. Продукты выветривания трапповых пород выступают в качестве почвообразующих.

По климатическим показателям рассматриваемый регион разделяется на три меридиональных сектора [8, 29, 31]:

1. Западный умеренно континентальный гумидный (коэффициент увлажнения (**КУ**) по Иванову 1.33). Охватывает западные наветренные ча-

сти плато Путорана, Тунгусского, Сыверма и Норильскую котловину (границы: правый берег р. Енисей, 98° Е). Территория сектора подвержена циклонической деятельности с внедрением влажных и сравнительно теплых атлантических воздушных масс. Характеризуется холодной морозной зимой (температура января –18...–26°С) и умеренно теплым летом (температура июля 14–17°С). Среднегодовое количество осадков 500–600 мм, с максимумом в горах.

2. Переходный континентальный слабогумидно-семигумидный (сбалансированный) КУ ≤ 1. Расположен в центральной части региона, включает подветренный восточный макросклон плато Путорана, Тунгусское плато, восточную часть плато Сыверма, и западную окраину Мойеро-Котуйской равнины (границы ~98–102° Е). Характеризуется ярко выраженными инверсиями температур, суровой зимой и умеренно теплым летом. Годовое количество осадков 300–500 мм, температура июля 16°С, января –36°С. Среднегодовая температура воздуха –9°С.

3. Восточный резко континентальный семигумидный (КУ 0.73). Охватывает восточную часть Мойеро-Котуйской равнины (границы примерно 102–107° Е). Характеризуется господством зимнего антициклона, с ярко выраженными инверсиями температур, суровой зимой и умеренно теплым летом, максимальной степенью континентальности климата, что связано с горно-котловинным рельефом, инверсией температур воздуха. Годовое количество осадков 300–350 мм, а температуры воздуха –9.2...–12°С.

Территория исследования расположена в криолитозоне с исключительно широким развитием криогенных явлений и сопутствующих им образований. Доминируют процессы криосолифлюкции, пучения, морозного растрескивания и сформированные ими делювиально-криосолифлюкционные террасы и бугорковый микрорельеф.

Растительность представлена притундровыми и северотаежными лесами. Почвы формируются под редкостойными лиственничниками с олиготрофным кустарничково-мохово-лишайниковым напочвенным покровом. Лиственничные леса представлены тремя основными группами ассоциаций: лиственничники лишайниковые, лиственничники зеленомошно-лишайниковые и лиственничники зеленомошные.

Объектами исследования были криоземы северо-западной части Среднесибирского плоскогорья, формирующиеся в условиях высокого залегания кровли ММП, которая располагается в пределах 1 м от дневной поверхности. Изучали торфяно-криоземы глееватые (гумидный сектор), криоземы грубогумусовые (слабогумидно-семигумидный сектор), криоземы серогумусовые и криоземы сорбировано-гумусовые (семигумидный сектор).

Исследование почв и почвенного покрова проводили маршрутно-катенарным методом. Наряду с этим использовали сравнительно-географический (экологический) и сравнительно-морфогенетический подходы в сочетании с лабораторно-аналитическими методиками, принятыми в химии почв: рН (водной и солевой вытяжек) – потенциометрически, содержание обменных катионов и водорода – по Гедройцу, гранулометрический состав методом пипетки – по Качинскому, валовой состав мелкозема и горных пород – разложение навески сплавлением с углекислыми солями калия и натрия, содержание углерода (гумус) – по Тюрину, углерода и азота – по Анстету в модификации Пономаревой и Николаевой, оксалаторастворимых форм соединений железа и алюминия – по Тамму и дитиониторастворимых – по Мера и Джексону. Анализы выполняли в лаборатории лесного почвоведения Института леса им. В.Н. Сукачева СО РАН. В Центральной лаборатории КПГО “Красноярскгеология” исследовали петрографо-минералогический состав обломков почвообразующих пород из почвенных профилей в шлифах. Использовали классификацию и полевой определитель почв России [3, 4, 25].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Торфяно-криоземы глееватые гумидного сектора. Плато Путорана – горы Хаералах (координаты 69°28' N, 88°30' E), Усть-Эндэ (67° N, 91° E), Богадиль (68° N, 92° E), Норильская котловина, бассейны рек Горбиачин, Хантайка, Нералах, Котуй. Заложены две почвенные катены: “Кутарамакан” и “Эндэ”. Торфяно-криоземы глееватые распространены в котловинах, на делювиальных шлейфах, преимущественно на склонах северных румбов (занимают их нижние и средние части), нижних частях склонов южных экспозиций, речных и озерных террасах. Формируются на каменисто-мелкоземистых и мелкоземистых дериватах трапповых пород (базальтов, долеритов), под притундровыми и северотаежными лиственничникам кустарничково-мшистыми V–Vб классов бонитета. На поверхности нередко выражен бугорковый микрорельеф.

Разрез 7. Почвенная катена “Кутарамакан” (69°34' N, 90°32' E). Плато Путорана, горы Богадиль (северный склон), долина р. Иркинда (левобережье), надпойменная терраса, абсолютная высота 150 м, относительная 11 м. Присклоновое понижение террасы, шириной 20–30 (до 70) м, с мочажинами, заросшими хвощом, осоками, кустами ивы, сфагновыми и зелеными мхами. Притундровый лиственничник кустарничково-зеленомошно-лишайниковый. Почвообразующие породы – флювиогляциальные отложения (дериваты базальтов).

T, O—12 см. Торфяной, темно-бурый, растительные остатки различной степени разложения, переплетен и уплотнен корнями кустарничков, мокрый. Легко отделяется от нижележащего горизонта.

CRg, 12—36 см. Криогенный, глееватый, серовато-бурый с зеленовато-серым оттенком и зеленовато-ржавыми пятнами оглеения, легкосуглинистый, мелкие валуны (до 20%), волокнистые растительные остатки, тонкие корни, плотный, переувлажнен. Переход постепенный по цвету.

CRg, 36—42 см. Надмерзлотный, криогенный, глееватый, буро-коричневый, ржавые пятна, легкосуглинистый, много растительных остатков (фрагменты полуразложившихся веток, корней) — результат криогенных процессов. Мокрый, разрез заполняется водой, мелкие валуны.

Сходное строение имеют следующие профили торфяно-криоземов глееватых. Разрез 6. Первая надпойменная терраса, абсолютная высота 148 м, относительная 9 м. Бугорковый микрорельеф. Разрез заложен в межбугорковой западине. Редкостойный кустарничково-зеленомошно-лишайниковый листовничник. Почвообразующие породы — аллювиальные и моренные отложения (дериваты базальтов).

Почвенная катена “Энде” (67° N, 91° E), плато Путорана, горы Усть-Энде, склон северо-восточной экспозиции, притундровые листовничники, почвообразующие породы — каменисто-мелкоземистые дериваты базальтов.

Разрез 18. Верхняя часть склона (нагорная терраса), крутизна 3°—5°, абсолютная высота 385 м, относительная 237 м. Небольшие кочки, образованные осокой. Обилие мелких ручьев, микропонижения переувлажнены. Листовничник кустарничково-мелкотравно-зеленомошный, голубика, водяника, брусника, хвощ, осока.

Разрез 13. Средняя часть склона, абсолютная высота 246 м, относительная 98 м, крутизна склона 27°. Бугорково-западинный микрорельеф. Редкостойный листовничник кустарничково-сфагново-лишайниковый. Разрез расположен на двух бугорках и межбугорковой западине.

Разрез 11. Средняя часть склона, абсолютная высота 227 м, относительная 128 м. Бугорково-западинный микрорельеф. Листовничник осоково-кустарничково-зеленомошный.

Разрез 12. Плато Путорана, средняя часть склона, абсолютная высота 210 м, относительная 62 м, крутизна склона 3°. Бугорково-западинный микрорельеф. Листовничник кустарничково-мшисто-лишайниковый.

Разрез 16. Нижняя часть склона (крутизна 4°), абсолютная высота 178 м, относительная 30 м. Бугорково-западинный микрорельеф. Листовничник кустарничково-мшисто-лишайниковый.

Разрезы 15, 19 описаны в Норильской котловине: бассейны рек Горбиачин (координаты 67°29' N, 87°50' E), разрезы 25, 26 (Хантайки, 68°60' N, 86°33' E), разрезы 27, 34 (Нералах, 69°35' N, 89°55' E) под притундровыми листовничниками осочково-кустарничково-зеленомошными, мшисто-хвощово-осоковыми и кустарничково-мохово-лишайниковыми, на дериватах базальтов.

В профиле торфяно-криоземов глееватых выделяются следующие горизонты: T—⁺CRg. Торфяной горизонт (мощность 10—20 см) состоит из органического материала разной степени разложения. Диагностический криогенный надмерзлотный глееватый горизонт ⁺CRg [16] имеет буровато-зеленые, охристые, ржаво-охристые, зеленовато-коричневые, оливково-бурые, серовато-оливковые (зеленые) тона окраски, однородные или чередующиеся. Обычно это пятнистое оглеение, с максимальной выраженностью в надмерзлотной минеральной толще. Горизонт имеет плитчатую криогенную структуру или бесструктурный, уплотнен или плотный, с признаками механического передвижения минеральной массы во влажно-пластичном состоянии (может быть пльвунным), сырой, холодный. Криотурбации нередко отражаются в образовании морозобойных трещин, которые заполнены органическим и органоминеральным материалом, засыпанным из вышележащих горизонтов. Мерзлота располагается на глубине 22—60 см и служит геохимическим барьером [9]. Надмерзлотное накопление органического вещества (ретинизация) ни в одном разрезе не обнаружено.

Цветовая гамма горизонта ⁺CRg широка (по шкале Манселла тон 7.5YR или 10YR, светлота 5, насыщенность 4, 6). Глеевая окраска горизонта свидетельствует о проявлении в почвах как восстановленного, или редуцированного глея, с преобладанием холодных (оливковых, серовато-оливковых, серовато-зеленых), так и пятнистого, или окисленного глея с доминированием теплых (ржаво-охристые пятна, вкрапления, примазки) тонов окраски [12]. Оглеение почв обусловлено надмерзлотным переувлажнением, возникшим в условиях атмосферной увлажненности. Однако природа холодных тонов окраски в торфяно-криоземах глееватых может быть связана не только с железистыми соединениями, но и с цветовой имитацией, обусловленной хлоритом, глауконитом [30], а также пироксенами, оливином, имеющими желтовато-зеленый и оливковый цвет.

Гранулометрический состав почв варьирует от легкосуглинистого до среднеглинистого, что связано с характером почвообразующих пород (табл. 1). Почвы имеют кислую реакцию в торфяном горизонте и слабокислую до нейтральной в горизонте ⁺CRg. Степень насыщенности основания варьирует в широких пределах, от низкой в

Таблица 1. Гранулометрический состав криогенных почв

Разрез	Горизонт	Глубина, см	Содержание фракции, %; размер фракции, мм						сумма частиц <0.01
			1–0.25	0.25–0.05	0.05–0.01	0.01–0.005	0.005–0.001	<0.001	
Торфяно-криоземы глееватые									
27	⊥CRg	9–27	4	10	30	19	28	9	56
25	CR	12–23	13	18	35	11	16	7	34
	⊥CRg	23–36	7	16	39	12	17	8	37
26	CRg	13–36	1	13	44	10	18	14	42
	⊥CRg	36–56	1	12	29	25	22	12	57
7	CR	12–36	2	29	44	8	10	7	26
	⊥CRg	36–42	9	35	31	8	10	7	26
6	⊥CRg	11–17	1	13	43	11	18	13	42
19	⊥CRg	16–31	8	14	25	16	24	13	52
15	⊥CRg	31–34	9	13	8	18	31	22	70
Криоземы грубогумусовые									
1-89	⊥CR	9–18	–	12	18	13	22	35	70
2-89	⊥CR	11–27	12	62	10	3	5	8	16
3-89	AO	4–10	–	64	18	5	5	8	18
	CR	10–15	–	67	14	2	9	8	19
	⊥CR	15–30	17	57	6	5	7	8	21
4-89	CR	8–13	–	66	21	3	6	4	13
	⊥CR	13–43	20	46	14	3	4	13	20
6-89	CR	9–19	12	36	23	3	12	14	29
	⊥CR	19–34	16	32	26	3	13	10	26
7-89	⊥CR	5–28	–	18	49	9	11	13	33
Криоземы серогумусовые									
1-90	AY	7–18	16	12	21	10	14	23	49
	CR	18–26	12	21	20	10	17	20	47
	CR1	26–39	10	14	27	11	16	22	49
	⊥CR2	39–59	11	18	21	13	15	22	50
2-90	AY	7–13	11	20	16	6	16	31	53
	CR	13–29	9	8	23	8	21	30	59
	⊥CR	39–50	7	12	23	8	21	29	58
7-90	AY	8–13	11	1	14	8	17	49	74
	CR	13–27	10	13	16	8	15	38	61
	⊥CR	27–47	10	19	17	10	20	37	67
7-91	AY	0–10	4	5	20	10	14	47	71
	CR	10–28	1	1	26	11	17	44	72
	⊥CR	28–69	1	1	25	11	16	46	73
Криоземы сорбировано-гумусовые									
5-90	CRhs	10–16	86	3	3	3	2	3	8
	CR	16–31	63	21	6	2	2	6	10
	⊥CR	31–38	19	25	14	8	11	23	42
8-90	⊥CRhs	20–40	35	9	21	6	16	13	35
10-90	CRhs	6–13	16	7	22	9	15	31	55
	CR	13–24	17	15	24	10	16	18	44
	CR1	24–33	18	20	25	8	16	13	37
	⊥CR2	33–41	22	14	28	9	18	9	36

Примечание. Прочерк – не обнаружено.

Таблица 2. Химические свойства торфяно-криоземов глееватых

Разрез	Горизонт	Глубина, см	рН Н ₂ О	Гумус, %	Н	Са ²⁺	Мg ²⁺	V, %
					смоль(экв)/кг			
34	Т	0–8(12)	5.2	78.7*	37.5	48.0	14.0	62
	CRg	12–20	5.8	5.6	9.23	13.9	7.8	70
	CR1g	20–41	6,1	2.8	7.59	16.5	4.3	69
	⊥CR2g	41–55	6.4	1.8	5.48	16.5	4.8	74
27	Т	0–9	4.5	62.0*	45.9	18.0	8.0	36
	АО	4–9	5.2	14.6	46.9	11.8	5.3	50
	⊥CRg	9–27	6.1	1.2	7.11	15.3	8.7	77
25	Т	0–12	5.7	75.8*	34.3	44.0	17.0	64
	CR	12–23	6.0	2.8	7.11	13.7	4.7	72
	⊥CRg	23–36	6.2	2.0	6.81	17.2	5.8	77
26	Т ₁	0–5	6.8	83.0*	17.9	60.0	35.0	84
	Т ₂	5–13	6.8	57.6*	45.1	60.0	36.0	68
	CRg	13–36	7.7	0.7	1.37	17.4	14.1	96
	⊥CRg	36–56	7.9	0.6	1.6	17.5	15.9	97
	7	Т	0–12	5.2	81.0*	26.2	78.0	9.0
7	CRg	12–36	6.1	3.9	5.14	25.5	5.0	86
	⊥CRg	36–42	6.6	3.6	3.82	26.8	5.7	89
	6	Т ₁	0–7	4.3	94.0*	57.5	35.0	6.0
Т ₂		7–11	5.7	64.0*	36.7	60.0	10.0	66
⊥CRg		11–17	6.4	3.0	6.69	26.8	7.4	84
19	Т	0–9	4.3	86.0*	55.0	16.0	7.0	29
	⊥CRg	16–31	5.5	2.3	10.3	7.8	2.9	51
15	Т ₁	0–10	4.5	83.0*	68.9	24.0	8.0	31
	Т ₂	17–20	5.3	62.0*	43.9	14.0	6.0	31
	⊥CRg	31–34	6.8	2.3	4.32	26.5	3.6	8789

* Потеря при прокаливании. Н – гидролитическая кислотность. V – степень насыщенности основаниями.

органогенных горизонтах до высокой в минеральной толще (табл. 2). Профиль дифференцирован по содержанию органического вещества: потеря при прокаливании в подстилках составляет 62–94%, содержание гумуса в криогенном горизонте 0.6–5.6%.

Таким образом, торфяно-криоземы глееватые диагностируются по сочетанию органогенного горизонта с надмерзлотно-переувлажненной оглеенной минеральной толщей. При этом имеются заметные различия, связанные с характером (мощности, окраски, степени разложения) торфяных горизонтов. Нередко вариации этих горизонтов обнаруживаются в пределах небольших по площади участках. Различия по соотношению, сочетанию и степени распространения торфяных горизонтов во всех разрезах может быть связано с мощностью и сомкнутостью растительного покрова, характером рельефа, экзогенных процессов (пожары, эрозия и др.).

Торфяно-криоземы глееватые имеют широкое распространение. По мере увеличения засушливости климата сменяются криоземами грубогумусовыми. В Классификации почв России [14] торфяно-криоземы глееватые выделены на правах подтипа в типе торфяно-криоземов.

Криоземы грубогумусовые слабогумидно-семигумидного сектора. Описаны на плато Путорана, Сыверма и Мойеро-Котуйской равнине. Распространены преимущественно на склонах северной ориентации и террасированных поверхностях речных долин. Формируются на каменисто-мелкоземистых и однородных дериватах базальтов и долеритов, под притундровыми и северотаежными листовенничниками кустарничково-зеленомошно-лишайниковым и кустарничково-зеленомошным V–Vб классов бонитета. На поверхности нередко выражен бугорковый микрорельеф.

Разрез 11-91. Плато Сыверма, средняя часть склона северо-восточной экспозиции (крутизна 5° – 6°) с криогенным бугорковым нанорельефом, 1.3 км к северо-западу от устья р. Янгето, 600 м от р. Виви. Абсолютная высота 180 м, относительная 34 м. Северотаежный лишайничник багульниково-лишайниковый V6 класса бонитета. Почвообразующая порода – дериваты базальтов и долеритов.

АО, 0–13 см. Грубогумусовый, состоит из органической массы разной степени разложения, которая находится в механической смеси с минеральными компонентами горизонта и легко от них отделяется. Серовато-буро-коричневый, густо переплетен и уплотнен корнями, влажный. Переход резкий.

CR, 13–22 см. Криогенный, грязно-серый с буроватым оттенком, суглинистый, бесструктурный, мокрый, тонкие корни. В сухом состоянии рыхло-глыбистый. Переход слабо заметный по цвету.

\perp CR, 22–40 см. Надмерзлотный, криогенный, грязно-серый, несколько темнее вышележащего, суглинистый, единичные тонкие корни, мокрый, в сухом состоянии рыхло глыбистый.

Разрез 14-90. Плато Сыверма, 2 км к юго-западу от устья р. Гиля (правый приток р. Виви), пологий шлейф северного склона с бугорковым микрорельефом. Северотаежный лишайничник кустарничково-лишайниково-зеленомошный Va класса бонитета. Почвообразующая порода – каменисто-мелкоземистый делювий базальта.

Разрез 1-92. Плато Сыверма (район п. Тура), нижняя треть северо-западного горного склона (крутизна 5° – 7°), абсолютная высота 270 м, относительная 140 м. Лишайничник кустарничково-зеленомошный Va класса бонитета. Почвообразующая порода – каменисто-мелкоземистые дериваты базальта.

Разрез 2-92. Подножие склона, 350 м от разреза 1-92, абсолютная высота 230 м, относительная 100 м. Лишайничник кустарничково-зеленомошный Va класса бонитета. Почвообразующая порода – каменисто-мелкоземистые дериваты базальта.

Разрез 4-92. Терраса р. Кочечум (левобережье, район п. Тура) бугорковый микрорельеф с подушками сфагнума, лишайничник кассандрово-багульниково-сфагновый V6 класса бонитета. Почвообразующая порода супесчано-суглинистый аллювий.

Близкое строение профиля имеют разрезы 1-89, 2-89, 3-89, 4-89, 6-89, 7-89. Долина нижнего течения р. Мойеро, надпойменные террасы, при тундровые лишайничники голубично-лишайниковые, зеленомошно-лишайниковые, багульниково-зеленомошно-лишайниковые. Почвообразующие породы – супесчано-суглинистый аллювий.

Обобщенное строение профиля криоземов грубогумусовых выражено формулой (O)–AO– \perp CR. Подстилочно-торфяной горизонт серовато-бурый, серовато-коричневый, буровато-коричневый, светло-бурый переплетен корнями, рыхлый мощностью до 10 см. Состоит в основном из не- и слабо-разложившихся растительных остатков, почти полностью сохранивших главные черты своей исходной формы. Диагностический грубогумусовый горизонт АО мощностью 3–13 см темно-буро-коричневый, состоит преимущественно из полуразложившихся растительных остатков, находящихся в механической смеси с минеральной частью горизонта. Криогенный надмерзлотный горизонт \perp CR грязно-серый, буро-серый с буро-коричневыми и темно-коричневыми пятнами (в сухом состоянии по шкале Манселла тон 10YR, светлота 4–5, насыщенность 2–4). Иногда наблюдаются морозобойные трещины, заполненные органическим веществом, засыпавшимся из вышележащих горизонтов, и криогенная плитчатая структура. В сухом состоянии слабослитный. Морфологические признаки устойчивого надмерзлотного оглеения в профиле почв, как правило, отсутствуют. Главным фактором, ограничивающим оглеение в криоземах грубогумусовых, в первую очередь служит недостаточное атмосферное увлажнение (именно в слабогумидно-семигумидных условиях описано неглеевое криоземное почвообразование [26, 27]). При этом допускается переувлажнение профиля в период медленного оттаивания сезонной мерзлоты. Полагают, что холодные надмерзлотные воды, обогащенные кислородом, криотурбирванная (разуплотненная) минеральная толща и низкая микробиологической активностью могут сдерживать глееобразование [18, 26, 27].

Гранулометрический состав почв варьирует от супесчаного до среднеглинистого и определяется составом материнских пород. Почвы имеют кислую реакцию, сильноненасыщенный и ненасыщенный поглощающий комплекс в горизонтах O и АО, слабокислую и близкую к нейтральной реакцию и насыщенный поглощающий комплекс минеральной толщи (табл. 3). Весь почвенный профиль характеризуется однотипным распределением органического вещества. Горизонт \perp CR содержит 1.8–6.9% гумуса, с уменьшением с глубиной. Исключение составляют разрезы 14-90, 1-92, в которых обнаруживается повышенное содержание его в нижней части профиля, что может быть связано с криогомогенизацией (перемещение минерального материала с органическими остатками) [26]. Валовой состав мелкозема почв (табл. 4) отражает состав материнских пород. Распределение в минеральной толще SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 однородное.

Почвы характеризуются повышенным абсолютным и относительным содержанием оксалато-

Таблица 3. Химические свойства криоземов

Разрез	Горизонт	Глубина, см	рН		Гумус	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H ⁺	Σ	СН, %
			H ₂ O	KCl		смоль(экв)/кг				
Криоземы грубогумусовые										
14-90	AO	0–13	4.7	3.6	25.4*	27.0	14.4	27.2	68.6	40
	CR	13–33	6.5	4.8	2.45	35.4	9.1	0.27	44.8	1
	⊥CR	33–49	6.5	4.9	5.50	44.6	15.8	0.27	60.7	1
11-91	AO	0–13	4.3	3.2	48.2*	18.1	10.2	35.1	63.4	55
	CR	13–22	6.2	4.3	2.27	28.8	13.8	0.38	43.0	1
	⊥CR	22–40	6.5	4.8	1.99	33.0	12.9	0.22	46.1	1
1-92	AO	4–11	4.3	3.5	26.51	23.9	13.4	20.5	57.8	43
	CR	11–14	6.1	5.3	6.32	60.1	23.1	1.5	84.7	2
	CR1	14–24	6.0	4.6	6.90	39.7	13.9	0.5	54.1	1
	CR2	24–40	6.2	4.6	3.15	39.2	12.8	0.3	52.3	1
	⊥CR3	40–44	6.5	4.5	2.49	33.5	12.0	0.3	50.8	1
4-92	O	0–6	4.6	3.4	46.7	13.7	23.2	49.3	86	57
	AO	6–10	6.3	5.5	24.5	18.0	0.8	74.4	93.2	80
	CR	10–16	5.6	4.3	3.18	12.9	5.0	0.8	18.7	4
	CR1	16–30	6.3	4.2	0.89	11.9	5.0	0.4	17.3	2
	⊥CR2	16–30	6.4	4.4	1.30	12.1	5.4	0.2	17.7	1
Криоземы серогумусовые										
1-90	O	0–7	4.7	3.7	42.4*	23.9	13.0	23.5	60.4	39
	AY	7–18	5.4	4.1	11.65	29.3	9.4	4.2	42.9	10
	CR	18–26	6.2	5.0	10.31	31.5	9.9	0.3	41.7	1
	CR1	26–39	6.6	5.2	10.96	32.7	10.5	0.3	43.9	1
	⊥CR2	39–59	6.6	5.2	10.29	33.8	9.7	0,3	43.8	1
2-90	O	0–7	4.0	2.9	50.2*	14.6	12.9	52.8	80.3	66
	AY	7–13	5.4	3.8	7.27	25.9	14.3	5.25	45.4	12
	CR	13–29	6.5	4.8	4.53	32.0	16.0	0.27	48.3	1
	⊥CR	29–50	6.8	5.1	5.17	33.7	15.8	0.20	49.7	1
7-90	O	0–8	4.7	3.7	41.5*	46.9	14.3	27.5	88.7	31
	AY	8–13	6.0	4.7	6.72	32.7	22.6	0.7	56.0	1
	CR	13-27	6.0	4.4	2.95	35.3	21.2	0.3	56.8	1
	⊥CR	27-47	6.4	4.7	2.39	37.7	21.4	0.2	59.3	1
7-91	AY	0–10	6.2	4.6	12.67	42.8	71.6	2.4	116.8	2
	CR	10–28	6.6	5.6	4.39	41.0	18.1	0.2	59.3	1
	⊥CR	28–69	6.1	4.9	4.71	39.3	18.6	0.3	58.2	1
Криоземы сорбировано-гумусовые										
5-90	O	0–10	4.1	2.7	64.0*	14.1	5.7	71.8	91.6	78
	CRhs	10–16	5.5	3.7	4.93	24.7	6.6	2.7	34.0	79
	CR	16–31	6.2	4.1	1.22	30.9	10.7	0.3	41.9	1
	⊥CR	31–38	6.3	4.3	0.72	35.7	15.8	0.3	51.8	1
8-90	O ₁	0–16	5.9	5.1	49.8*	15.1	11.7	56.3	83.1	68
	O ₂	0–16	4.2	3.8	53.4*	20.8	8.6	54.1	83.5	65
	⊥CRhs	16–36	6.4	5.8	43.7*	50.8	13.1	2.83	66.2	5
10-90	O	0–6	4.4	3.3	38.3*	23.9	10.6	32.8	67.3	49
	CRhs	6–13	5.5	4.3	9.49	29.4	11.6	5.20	46.2	11
	CR	13–24	6.1	4.2	2.30	33.1	14.7	1.3	49.1	3
	CR1	24–33	6.4	4.3	1.49	35.3	12.6	0.3	48.2	1
	⊥CR2	33–41	6.7	4.4	1.88	39.4	14.1	0.2	53.7	1

* Углерод по методу Анстета (в модификации Пономаревой и Николаевой), СН – степень ненасыщенности основаниями.

Таблица 4. Валовой состав криоземов, % от прокаленной навески

Разрез	Горизонт	Глубина, см	ППП*, %	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	TiO ₂	MnO	P ₂ O ₅	CaO	MgO
Криоземы грубогумусовые											
14-90	AO	0–13	53.40	53.89	17.77	9.83	1.25	0.18	0.27	7.80	5.87
	CR	13–33	10.98	52.64	17.12	10.95	1.30	0.16	0.09	7.31	5.57
	CR1	33–49	11.00	52.58	16.92	12.04	1.41	0.17	0.10	7.34	5.79
	⊥CR2	33–49	27.10	53.41	19.24	11.29	1.30	0.17	0.08	6.48	7.70
11-91	⊥CR	22–40	9.32	52.43	15.47	9.69	0.50	0.07	0.08	6.20	6.24
1-89	AO	2–9	38.70	54.87	15.34	9.04	0.74	0.09	0.14	4.98	4.23
	⊥CR	9–18	22.47	53.90	14.45	8.49	0.70	0.10	0.09	3.78	4.05
2-89	AO	4–11	25.80	54.04	9.38	6.52	0.65	0.11	0.12	7.10	3.72
	⊥CR	11–27	6.07	58.61	10.74	7.32	0.66	0.14	0.08	7.50	4.52
3-89	AO	4–10	34.17	58.21	8.66	6.78	0.73	0.11	0.15	7.10	3.75
	CR	10–15	7.25	61.59	10.12	8.03	0.83	0.15	0.06	6.69	4.03
	⊥CR	15–30	4.11	60.90	9.96	8.03	0.87	0.16	0.08	7.34	4.36
4-89	AO	3–8	49.33	66.03	8.31	7.81	0.73	0.14	0.20	11.04	4.87
	CR	8–13	27.03	59.64	8.60	7.11	0.71	0.13	0.13	8.30	3.86
	⊥CR	13–43	7.90	61.75	9.78	7.57	0.74	0.18	0.10	7.29	3.64
6-89	AO	4–9	48.82	52.00	11.93	11.56	1.51	0.31	0.27	2.48	5.23
	CR	9–19	14.67	48.45	12.70	11.58	1.30	0.18	0.10	6.10	6.77
	⊥CR	19–34	7.51	50.91	13.62	10.98	1.26	0.23	0.08	9.22	4.53
7-89	AO	4–9	59.16	41.31	10.91	8.58	1.07	0.14	0.31	10.20	4.04
	⊥CR	9–32	13.24	51.66	16.60	11.03	1.03	0.14	0.11	8.13	4.02
Криоземы серогумусовые											
1-90	O	0–7	78.45	70.40	14.59	3.73	0.86	0.42	0.91	3.55	2.46
	AY	7–18	16.65	64.16	15.96	6.99	0.90	0.13	0.08	4.08	3.15
	CR	18–26	13.49	65.04	15.64	7.13	0.92	0.12	0.07	4.23	3.11
	⊥CR	26–59	14.11	65.88	15.67	6.64	0.88	0.11	0.08	3.87	2.96
2-90	O	0–7	90.14	63.21	11.92	7.25	0.99	0.32	2.08	7.05	3.87
	AY	7–13	14.37	61.12	16.49	9.94	1.19	0.11	0.07	4.27	3.58
	⊥CR	13–50	10.90	61.54	15.96	9.88	1.14	0.14	0.10	4.54	3.61
7-90	O ₁	0–8	99.58	52.07	15.63	7.13	0.97	1.75	2.24	12.50	5.17
	O ₂	0–8	84.01	50.94	14.40	9.06	1.02	0.16	3.66	14.40	3.06
	AY	8–13	16.82	56.89	17.40	13.40	1.32	0.16	0.13	4.20	4.84
	⊥CR	13–47	10.64	57.25	16.46	12.42	1.24	0.20	0.13	4.20	4.56
7-91	AY	0–10	6.79	52.71	15.83	12.06	1.29	0.19	0.14	7.68	5.43
	CR	10–28	23.37	55.42	15.45	8.08	0.94	0.10	0.15	2.54	4.05
	CR1	28–33	18.81	56.94	15.77	8.23	0.93	0.14	0.13	2.46	3.65
	⊥CR2	33–69	16.57	57.17	15.94	8.59	0.96	0.17	0.19	2.39	3.93
Криоземы сорбировано-гумусовые											
5-90	O	0–10	71.24	55.13	14.02	12.03	1.30	0.17	0.61	7.90	6.42
	CRhs	10–16	9.04	55.25	15.67	11.24	1.17	0.20	0.15	6.97	5.41
	CR	16–31	7.83	55.72	15.47	11.29	1.16	0.19	0.14	6.63	5.21
	⊥CR	31–38	8.60	57.46	15.62	10.90	1.17	0.14	0.11	5.73	4.86
8-90	O ₁	0–16	93.08	57.93	10.13	7.79	0.90	0.25	2.59	11.95	5.58
	O ₂	0–16	78.15	47.56	16.76	9.69	0.99	0.09	1.14	17.53	4.53

Таблица 4. Окончание

Разрез	Горизонт	Глубина, см	ППП*, %	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	TiO ₂	MnO	P ₂ O ₅	CaO	MgO
10-90	±CRhs	16–36	43.74	53.52	19.22	10.02	1.14	0.12	0.35	7.77	4.780
	O	0–6	67.02	57.04	17.20	10.66	1.45	0.20	0.62	5.02	4.18
	CRhs	6–13	16.32	53.05	17.01	13.51	1.47	0.16	0.09	5.27	4.67
	CR	13–24	9.76	53.33	17.60	12.93	1.38	0.17	0.10	5.39	5.13
	CR1	24–33	9.96	54.96	17.98	12.68	1.30	0.15	0.06	5.19	5.06
	±CR2	33–41	9.91	55.00	16.33	12.35	1.24	0.20	0.08	7.07	5.34
Обломки пород из профилей криоземов											
	Долерит		6.42	54.57	15.35	11.05	1.19	0.19	0.11	8.18	5.53
			6.50	56.17	15.98	10.86	1.09	0.18	0.10	6.67	5.80
	Базальт		6.71	53.23	14.58	12.46	1.29	0.19	0.12	9.27	5.91
			3.82	55.00	14.49	10.08	1.09	0.18	0.11	9.02	5.74
			9.54	55.67	13.42	9.56	0.84	0.19	0.01	9.62	6.15
			5.96	55.13	13.70	12.90	1.27	0.18	0.13	8.62	5.25
			7.62	54.16	14.79	12.37	1.26	0.19	0.12	7.41	5.30
	Туф		7.12	55.96	14.58	11.91	1.23	0.18	0.12	6.91	4.64
			8.79	57.62	12.98	11.21	1.11	0.19	0.13	7.04	4.92
			7.76	53.23	14.20	13.51	1.32	0.19	0.15	7.92	5.68
			11.53	59.50	15.68	12.40	1.17	0.17	0.11	3.64	4.08

* ППП – потеря при прокаливании.

растворимых форм железа и алюминия и дитионаторстворимых соединений железа, с максимумом в грубогумусовых горизонтах, что, вероятно, обусловлено биологической аккумуляцией (табл. 5). Наблюдается резкое доминирование окристаллизованных форм железа над оксалаторстворимыми, что может быть связано с внутрпочвенной кристаллизацией и дегидратацией оксалаторстворимых соединений железа в условиях зимнего промерзания и летнего иссушения почв.

Криоземы грубогумусовые занимают большие площади. В Классификации почв России [14] криоземы грубогумусовые выделены в качестве типа в отделе криогенных почв. В литературе эти почвы известны под термином гомогенные криоземы [26].

Криоземы семигумидного сектора. Описаны преимущественно в Сурингдинской межгорной котловине с холмисто-озерным ледниковым рельефом, на юго-восточной оконечности побережья оз. Сурингда (65°30' N, 105°00'–105°15' E). Территория котловины – это своеобразная часть “полюса холода” (пос. Ессей), обусловленная температурными инверсиями (стекание масс холодного воздуха по склонам гор и застаивание его в депрессиях, что приводит к выхолаживанию приземного воздуха) [20, 21, 32].

Криоземы серогумусовые описаны в Сурингдинской котловине (юго-восточная оконечность побережья оз. Сурингда) и долине р. Нижняя

Тунгуска. Почвы формируются под северотаежными лиственничниками кустарничково-зеленомощно-лишайниково-сфагновыми V–V6 классов бонитета, на тиксотропных суглинисто-глинистых дериватах базальтов, долеритов, туфов, занимают делювиально-криосолифлюкционные и моренные плоскохолмистые террасовидные поверхности с ярко выраженным криогенным бугорково-западинным микрорельефом. Бугорки имеют разную форму (округлую, продолговатую), диаметр 0.8–1.5 м, относительную высоту над дном западины 40–80 см. Они заняты криоземами серогумусовыми под разреженным низкбонитетным лиственничником с зелеными мхами и лишайниками. Стволы лиственниц обычно наклонены (“пьяный лес”), что связано со смещением почвенно-грунтовых масс деятельного слоя в результате процессов пучения и криосолифлюкции. Бугорки хорошо прогреваются в теплый период и могут оттаивать до глубины 90 см (максимум для криогенных почв). Ширина межбугорковых пространств достигает 50 см. Они покрыты сфагновыми мхами и заняты своеобразными почвами, состоящими из торфяной толщи разной степени разложения мощностью 20–45 см, подпираемой ледяными линзами или льдисто-минеральной ММП. При этом поверхность ММП имеет обратный рельеф поверхности почвы, то есть основание минеральной толщи бугорка лежит как бы в чаше из льдистой мерзлоты, которая выходит к межбугорково-

Таблица 5. Формы соединений железа и алюминия в криоземах, %

Разрез	Горизонт	Глубина, см	Fe _{вал} (А)	Fe _{сил}	Fe _d (Б)	Fe _{окс} (В)	Fe _{окр}	Б от А	В от А	В от Б	Al _{вал} (А)	Al _{окс} (Б)	Б от А
Криоземы грубогумусовые													
1-89	АО	2–9	9.04	5.45	3.59	1.36	2.23	40	15	38	15.34	1.78	12
	⊥CR	9–18	8.49	3.94	4.55	1.14	3.41	54	13	25	14.45	1.82	13
2-89	АО	4–11	6.52	3.28	3.24	1.30	1.94	50	20	40	9.38	1.47	16
	⊥CR	11–27	7.32	4.66	2.66	0.88	1.78	36	12	33	10.74	1.10	10
3-89	АО	4–10	6.78	3.24	3.54	1.54	2.00	52	23	43	8.66	1.84	21
	CR	10–15	8.03	5.34	2.69	1.17	1.52	33	15	43	10.12	1.20	12
	⊥CR	15–30	8.03	5.74	2.29	0.66	1.63	29	8	29	9.96	1.04	10
4-89	АО	3–8	7.81	4.17	3.64	1.49	2.15	47	19	41	8.31	2.45	29
	CR	8–13	7.11	3.96	3.15	1.22	1.93	44	17	39	8.00	1.73	20
	⊥CR	13–43	7.57	4.98	2.59	0.82	1.77	34	11	32	9.78	1.11	11
6-89	АО	4–9	11.56	6.71	4.85	2.01	2.84	42	17	41	11.93	3.12	26
	CR	9–19	11.58	7.84	3.74	1.52	2.22	32	9	41	12.70	1.84	14
	⊥CR	19–34	10.98	7.41	3.57	1.07	2.50	33	10	30	13.62	1.60	12
7-89	⊥CR	9–32	11.03	7.28	3.75	2.09	1.66	34	19	56	16.60	1.16	7
Криоземы серогумусовые													
1-90	AY	7–18	6.99	3.39	3.60	0.56	3.04	52	8	16	15.96	0.79	5
	CR	18–26	7.13	4.81	2.32	0.95	1.37	33	13	41	15.64	0.69	4
	CR1	26–39	6.64	4.28	2.36	0.78	1.58	36	12	33	15.67	0.84	5
	⊥CR2	39–59	7.14	4.80	2.34	0.81	1.53	33	11	35	15.66	0.90	6
2-90	AY	7–13	9.94	7.06	2.88	1.19	1.69	29	12	41	16.49	1.23	7
	CR	13–29	9.88	7.15	2.73	1.02	1.71	28	10	37	15.96	0.91	6
	⊥CR	29–50	9.52	7.12	2.40	0.85	1.55	34	9	35	15.93	0.90	6
7-90	AY	8–13	13.40	9.60	3.80	2.02	1.78	28	15	53	17.40	1.64	9
	CR	13–27	12.42	9.45	2.97	1.25	1.72	24	10	42	16.46	1.21	7
	⊥CR	27–47	12.06	9.22	2.84	0.96	1.88	24	8	34	15.83	1.17	7
7-91	AY	0–10	8.08	4.47	3.34	1.49	1.85	41	18	45	15.45	1.59	10
	CR	10–28	8.23	4.63	3.60	1.69	1.91	44	21	47	15.77	1.38	9
	⊥CR	28–69	8.59	5.49	3.10	1.76	1.34	36	20	57	15.94	1.06	7

Примечание. Fe_{вал} и Al_{вал} – валовые, Fe_{сил} – силикатное (разность между Fe_{вал} и Fe_d), Fe_d – дитиониторастворимое, Fe_{окс} и Al_{окс} – оксалаторстворимые. Окристаллизованное (разность между Fe_d и Fe_{окс}).

му понижению. Криоземы серогумусовые бугорков и почвы межбугорковых западин образуют микрокомбинации (почвенно-мерзлотные комплексы).

Разрез 1-90. Сурингдинская котловина, юго-восточная оконечность побережья оз. Сурингда, 1.2 км от озера, абсолютная высота 411 м, относительная 6 м. Террасированная поверхность с бугорково-западинным микрорельефом. Лиственница, ерниковая береза, багульник, брусника зеленые мхи, голубика на бугорке, сфагнум в западине. Почвообразующая порода – тиксотропные суглинисто-глинистые дериваты базальтов, долеритов, туфов.

О, 0–7 см. Подстильно-торфяной, состоит из не- и слаборазложившихся растительных остатков.

Серовато-буро-коричневый, густо пронизан корнями, сухой. Переход ясный по цвету и составу.

AY, 7–18 см. Серогумусовый (дерновый), от буровато-серого до темно-серого. Тяжелосуглинистый, мелкокомковатый, в сухом состоянии структурные отдельности плотные и представляют собой сцементированные глинистым веществом минеральные зерна. Свежий, корни, дресва, галька. Переход постепенный по цвету.

CR, 18–26 см. Криогенный, тиксотропный, буровато-серый с фрагментами темно-серых (до черных) растительных остатков. Темная окраска обусловлена черными и темно-серыми мелкоземистыми продуктами выветривания базальта и долерита, а также унаследованным от переотложенной поч-

вообразующей породы органическим веществом. При увеличении $1.25\times$ обнаруживаются тонкодисперсные органические остатки, перемешанные с минеральной массой. Тяжелосуглинистый, плотный, свежий, тонкие корни. В сухом состоянии слитно-глыбистый.

CR1, 26–39 см. Буровато-серый, темно-серый (до черного), окраска обусловлена преимущественно тонкодисперсным рассеянным органическим веществом и дериватами базальта и долерита, тяжелосуглинистый, с криогенно-плитчатой структурой. Тонкие единичные корни, дресва и окатанные обломки, влажноватый, плотный. В сухом состоянии слитно-глыбистый. Переход малозаметный по цвету.

\perp CR2, 39–59 см. Криогенный, надмерзлотный, по окраске близкий к вышележащему. Тяжелосуглинистый, листовато-плитчатая криогенная структура, влажный; в верхней части тонкие единичные корни, плотный, обломки породы. В сухом состоянии слитно-глыбистый.

Сходное строение профиля имеют разрезы 2-90, 7-90, 7-91, описанные в тех же экологических условиях, что и разрез 1-90. Разрез 7-91 (среднее течение р. Нижняя Тунгуска, 2 км к юго-востоку от устья р. Ейка).

Профиль криоземов серогумусовых имеет следующее строение: (O)–AY– \perp CR. Под слоем опада и мохово-лишайникового очеса обычно расположен маломощный (до 8 см) серовато-буро-коричневый подстильно-торфяной горизонт, состоящий преимущественно из не- и слаборазложившихся органических остатков. Он сменяется диагностическим серогумусовым горизонтом AY (в сухом состоянии по шкале Манселла тон 7.5YR, светлота 5, насыщенность 2–4) мощностью 5–10 см, состоящим из гумифицированного органического материала, образованного *in situ* из продуктов разложения корневого опада, находящегося в тесной связи с минеральной частью почвы (дерновое гумусообразование), а также из живых частей растений и мелких полуразложившихся растительных остатков. Дерновый горизонт имеет зернисто-комковатую или рыхлокомковатую структуру, образованную органоминеральным веществом и тканями растительных остатков. Криогенный надмерзлотный горизонт \perp CR тиксотропный, имеет серую, грязно-бурю, серовато-бурю (до черного) минеральную массу, непрочную криогенную слоеватую структуру. Суглинисто-глинистый, вязкий, при высыхании слитный, очень плотный (напоминает застывший цемент). Минеральный скелет сцементирован глинистым веществом. Признаки оглеения и потечности гумуса не прослеживаются. На глубине 50–90 см горизонт замыкается льдистой жилой или льдисто-минеральной ММП.

Гранулометрический состав почв тяжелосуглинистый и среднеглинистый. Прежде всего, он

определяется условиями древнего седиментогенеза (рельефом и скоростью водно-ледникового потока). Высокое содержание тонкодисперсных фракций унаследовано главным образом от почвообразующих пород. Допускается физическая (морозная) раздробленность почвенной минеральной массы и ее химическое измельчение. Распределение фракций сравнительно равномерное. Почвы имеют кислую реакцию в органогенных горизонтах, слабокислую и нейтральную в минеральных, не насыщены основаниями в горизонте O и насыщены в \perp CR. Характеризуются повышенным содержанием гумуса (2.4–12.7%) с максимумом в горизонте AY.

Валовой состав почв заметно различается по разрезам, что связано прежде всего с минералогранулометрическим составом исходных пород. Распределение SiO_2 , Fe_2O_3 и Al_2O_3 преимущественно равномерное. Обнаруживается биогенное накопление в органогенном и серогумусовом горизонтах MnO , P_2O_5 , K_2O и особенно CaO , MgO .

Почвы характеризуются преимущественно аккумулятивным распределением оксалаторастворимых форм соединений железа и алюминия и сравнительно высоким абсолютным и относительным содержанием дитиониторастворимых соединений Fe, с максимумом в горизонте AY, что, вероятно, связано с биологическим накоплением, которое осуществляется на фоне повышенного содержания несиликатного Fe в почвах в целом. В нижележащей минеральной толще все растворимые соединения Fe и Al распределены равномерно, а содержание оксалаторастворимого железа в отдельных горизонтах больше, чем оксалаторастворимого алюминия. Дитиониторастворимые формы Fe представлены главным образом окристаллизованными соединениями, что, вероятно, связано с обезвоживанием и закреплением железа в профиле почв в условиях недостаточного атмосферного увлажнения и господстве окислительной внутрипочвенной обстановки.

Криоземы серогумусовые в литературе не описаны. В классификации и полевом определителе почв России [14, 22] подобные почвы названы криоземами и выделены в ранге типа в отделе криогенных почв (криоземов). Ранее криоземы с тиксотропным горизонтом на силикатных породах рассматривались как криоземы тиксотропные [1, 27], палевокриоземы, переходные от криоземов к палевым почвам [28], палевые мерзлотные [23], палевые дерновые почвы [24].

Криоземы серогумусовые почвы формируются в комплексе с криоземами сорбировано-гумусовыми.

Криоземы сорбировано-гумусовые. Сурингдинская котловина ($65^{\circ}30' \text{ N}$, $105^{\circ}00' - 105^{\circ}15' \text{ E}$). Почвы формируются на террасированных поверхностях без криогенного бугорково-западин-

ного микрорельефа, сложенных моренными и флювиогляциальными галечно-гравийно-мелкоземистыми отложениями – смешанными дериватами базальтов, долеритов, вулканических туфов, под северотаежными лиственничниками кустарничково-зеленомошно-лишайниковыми V–Vб классов бонитета.

Разрез 5-90 (рис. 2). Сурингдинская котловина, юго-восточная оконечность побережья оз. Сурингда, выровненная террасовидная поверхность, абсолютная высота 414 м, относительная 9 м. Лиственничник кустарничково-зеленомошно-лишайниковый Va класс бонитета, голубика, багульник, брусника, лишайники, ива, береза. Почвообразующие породы: галечно-гравийно-мелкоземистые дериваты базальтов, долеритов, туфов.

O, 0–6 см. Подстильно-торфяной, растительные остатки разной степени разложения. Темно-коричневый с сероватым оттенком, обилие корней, сухой. Переход ясный по цвету и составу.

CRhs, 6–13 см. Криогенный сорбированно-гумусовый, неоднородной окраски (серо-буро-коричневый) – результат неравномерного покрытия мелкозема и обломков породы органоминеральными соединениями (в сухом состоянии по шкале Манселла тон 10YR, светлота 3–5, насыщенность 2–4). Наблюдаются тонкие корни и органические остатки разной степени разложения, перемешанные с минеральной массой, влажноватый. Каменисто-суглинистый, окатанные обломки базальтов и долеритов, дресва – продукт физического выветривания, состоящий из неокатанных обломков исходной породы размером 1–10 мм. Обломки пород и зерна мелкозема покрыты буро-коричневыми, темно-бурыми аллохтонными органоминеральными (железисто-гумусовыми) пленками. Нижняя сторона обломков, по сравнению с верхней, имеет более темную окраску. При этом наиболее интенсивно окрашены обломки базальтов и долеритов, обогащенных темноцветными минералами. Обломки туфов рыхлые, пористоздреватые, различного цвета в зависимости от примесей. Пустоты верхней стороны обломков покрыты органоминеральным веществом. Переход заметный.

CR, 13–24 см. Криогенный, светлее предыдущего (меньше гумуса и гидроксидов железа), обломочно-суглинистый. Мелкие корни, влажноватый, уплотнен. Зерна мелкозема и обломки породы покрыта светло-бурыми, желто-серыми и светло-коричневыми органоминеральными пленками. На поверхности обломков наблюдаются автохтонные корки, образованные при выветривании *in situ*, а также тонкие пылевато-глинистыми натёки (возможно, результат партлювации). Переход постепенный.

CR1, 24–33 см. Имеет качественно сходный набор морфологических особенностей с выше-



Рис. 2. Разрез 5-90. Строение профиля криозема сорбированно-гумусового (фото насыпного микромонолита). L – мохово-лишайниковый очес, горизонты O–CRhs–CR–⁺CR.

описанным горизонтом. Каменисто-легкосуглинистый, влажноватый, тонкие корни. Переход ясный.

\perp CR2, 33–41 см. Криогенный надмерзлотный, от бледно-бурого (обломки пород) до коричневого (мелкозем). Состоит преимущественно из обломочного материала.

Сходное строение имеют разрезы 8-90, 10-90.

Профиль криоземов сорбировано-гумусовых почв имеет следующие горизонты: O–CRhs– \perp CR. На поверхности залегает подстильно-торфяной горизонт (6–16 см) с разной степенью разложения органических остатков. Диагностический горизонт CR с признаком hs, определяющий морфогенетическую специфику почв, самый яркий в профиле, неоднородно окрашен – результат неравномерной пигментации минеральной толщи темноокрашенными органо-минеральными соединениями, привнесенными из органогенных горизонтов в виде растворов и осажденными на поверхности мелкоземистых частиц и обломочного материала. Влажность этого горизонта в засушливые дни обусловлена конденсационно-капельной влагой. Образование его связываем с действием сорбционно-гумусового процесса, который относится к группе элементарных почвообразовательных процессов (ЭПП) иммобилизации гумуса и органо-минеральных соединений, описанных в литературе [12], и по сути является их частным вариантом. Сорбционно-гумусовый ЭПП – это процесс поступления из органогенных горизонтов преимущественно гумусово-железистых соединений в составе конденсационно-капельной атмосферной влаги и их иммобилизация в горизонте CRhs. Сорбентами гумусово-минеральных соединений являются гидрофильные глинистые минералы (монтмориллонит, нонтронит, хлорит-монтмориллонит, а также допочвенные минералы-контейнеры, обладающие повышенной емкостью поглощения) [6, 11]. Полагают, что механизмом осаждения органо-минеральных веществ осуществляется в условиях засушливого климата, слабокислой реакции среды, насыщенности основаниями почвенного раствора, обезвоживания и коагуляции коллоидных частиц [12].

Гранулометрический состав почв меняется от связно песчаного до легкоглинистого, что определяется в первую очередь исходной неоднородностью почвообразующих пород. Почвы имеют кислую реакцию в органогенных горизонтах, слабокислую в CRhs и близкую к нейтральной в \perp CR. Горизонты O сильноненасыщены и ненасыщены, а горизонты CRhs и \perp CR насыщены основаниями. Почвы характеризуются повышенным содержанием гумуса (4.9–9.5%) и углерода (43.7%) в горизонте CRhs. Главная масса гумуса здесь, очевидно, представлена поступившими из подстильно-торфяных горизонтов органиче-

скими и органо-минеральными соединениями красно-коричнево-бурого цвета. С глубиной количество гумуса резко уменьшается (0.7–2.3%).

Валовой состав мелкозема почв отражает характер исходных пород. Распределение в минеральной толще SiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃ – сравнительно однородное, что свидетельствует об ограниченном и замедленном характере почвенного выветривания, поскольку оно идет на фоне выветрелого субстрата, прошедшего фазы древнего гипергенеза и седиментации. Современное выветривание, очевидно, сводится к дезинтеграции (растрескиванию, дроблению) грубообломочного материала (в основном туфов) на догипергенные минералы. В органогенных горизонтах наблюдается биологическая аккумуляция CaO, MgO, MnO, P₂O₅.

Почвы характеризуются равномерным распределением оксалато- и дитиониторастворимых форм соединений Fe и Al. Наблюдается лишь незначительно увеличение их количества в горизонте CRhs. Среди оксалаторастворимых соединений доминирует железо. В целом почвы обогащены несиликатными формами железа, с превалированием окристаллизованных форм, что характерно для почв, развитых в холодном засушливом климате [7, 28]. Основное количество Fe представлено силикатными формами, распределение их аналогично валовым. Некоторое повышение содержания оксалаторастворимых соединений Fe в горизонте CRhs связано с биогенной аккумуляцией (поступление железа из подстилок) [30], и, вероятно, с частичной гидратацией окристаллизованных форм и переходом их в оксалаторастворимые формы. В горизонте CRhs происходит нейтрализация кислотных органических кислот основаниями и адсорбция органо-минеральных веществ минеральной основой почвы. Локальное перераспределение оксалаторастворимых соединений Fe, их мобилизация на поверхности зерен минералов и обломков породы хорошо выявляются по морфологическим признакам. Основным источником несиликатных форм Fe в минеральной толще почвы являются, прежде всего, материнские породы. Современное почвенное выветривание в условиях реакции близкой к нейтральной и насыщенности основаниями сводятся преимущественно к физической раздробленности исходных пород.

Морфогенетическое своеобразие криоземов сорбировано-гумусовых определяется сочетанием и взаимодействием органогенного и сорбционно-гумусового процессов, осуществляющихся в конкретных экологических условиях. При этом загадочным остается проявление сорбционно-гумусового ЭПП только в одной разновидности криоземов и отсутствие его в криоземах серогумусовых и типичных палевых почвах. Полагаем, что такое несоответствие связано с конденсационно-капельной атмосферной влагой в криоземах

сорбировано-гумусовых. Суть этой гипотезы сводится к следующему.

Как отмечалось, в Сурингдинской котловине проявляются температурные инверсии (стекание масс холодного воздуха по склонам гор и застывание его на днище котловины, что приводит к выхолаживанию приземного воздуха). Наблюдения показали, что в течение июля на побережье озера (на котором описывались почвы) сохранялись высокая влажность и температура воздуха (29–33°C) в дневное время, а утром прохладные плотные туманы и обильные росы. При резком ночном снижении температур происходит конденсация атмосферной парообразной влаги в виде растворов на поверхности мелкозема и обломочного материала верхних горизонтов почв, образуются красящие пленки. При этом, если предположить, что конденсационно-капельное увлажнение, осуществлялось длительное время (вероятно, значительную часть голоцена [10]), то его результаты в генезисе и свойствах криоземов сорбировано-гумусовых не являются столь гипотетичными.

Существенное влияние конденсационной воды на влажность поверхностных горизонтов почв в засушливых условиях Забайкалья отмечает Ногина [19]. В криоземах серогумусовых на суглинисто-глинистых породах, контактирующих с криоземами сорбировано-гумусовыми, атмосферная парообразная влага поглощается суглинистым серогумусовым горизонтом.

Таким образом, основными факторами, создающими необходимую обстановку для реализации сорбционно-гумусового ЭПП, являются следующие: 1) конденсационно-капельное увлажнение на фоне засушливого климата; 2) основные породы и мелкоземисто-каменистый гранулометрический состав; 3) насыщенность основаниями горизонта CRsh, его слабокислая и близкая к нейтральной реакция; 4) гидрофильные минералы, способные осаждать органоминеральные коллоиды ионов кальция и оксидов алюминия и железа; 5) сорбционное накопление некоторого количества гумуса и гумусово-минеральных веществ.

Факторы, вызывающие сорбировано-гумусовый процесс, принципиально отличается от факторов, вызывающих иллювиально-гумусовой и потечно-гумусовый процессы, которые проявляются в альфегумусовых почвах и криоземах глееватых соответственно [22]. Протекание этих процессов обеспечивается избыточным атмосферным увлажнением.

Криоземы сорбировано-гумусовые в литературе не описаны. В следующей версии классификации почв России [5] они могут быть включены в отдел криогенных почв в качестве подтипа в типе криоземов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В ходе исследований установлены и сформулированы основные факторные и процессные закономерности, контролирующие географическое распределение и генетическое разнообразие криогенных почв на бескарбонатных породах Субарктики Центральной Сибири. Переосмыслены результаты прежних исследований. Расширено и конкретизировано представление о некоторых аспектах криогенного почвообразования.

Впервые в рассматриваемом регионе описаны криоземы глееватые и новая разновидность криогенных почв – криоземы сорбировано-гумусовые. Ранее выделенные гомогенные криоземы переименованы в криоземы грубогумусовые, а тиксотропные криоземы – в криоземы серогумусовые. Полагаем, что полученные результаты важны для теоретического почвоведения, экологического мониторинга, связанного с экстремальными техногенными нагрузками, а также могут быть использованы в разработке очередного варианта классификации и диагностики почв России. Несомненно, номенклатура и классификационное положение рассмотренных почв носит условный характер и подлежит обсуждению.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Автор заявляет, что у него нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ананко Т.В., Конюшков Д.Е.* Почвенный покров севера Средней Сибири на почвенной карте РСФСР (1988) и на листах Государственной почвенной карты // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2015. Вып. 81. С. 45–70.
2. *Васильевская В.Д.* Почвы озерных котловин плато Путорана // Генезис, география и классификация почв. Тбилиси, 1981. Кн. IV. С. 109.
3. *Воробьева Л.А.* Химический анализ почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1998. 272 с.
4. *Герасимов И.П.* Структура и динамика природы Земли // Избр. тр. по геоморфологии и региональной географии. М.: Наука, 1993. 334 с.
5. *Герасимова М.И.* Классификация почв России: путь к следующей версии // Почвоведение. 2019. № 1. С. 32–42.
6. *Градусов Б.П., Соколов И.А.* Минералогический состав илстой фракции криогидроморфных неглеевых почв // Почвоведение. 1989. № 6. С. 81–88.
7. *Ершов Ю.И.* Генетико-географические особенности грануземов // Почвоведение. 2021. № 5. С. 529–541.
8. *Ершов Ю.И.* Мезоморфное почвообразование в таежно-мерзлотном семигумидном секторе Средней Сибири // Почвоведение. 1994. № 10. С. 10–18.

9. *Ершов Ю.И.* Почвенно-географическое районирование Красноярского края // География и природные ресурсы. 1998. № 2. С. 110–118.
10. *Ершов Ю.И.* Теоретические проблемы лесного почвообразования. Новосибирск: Наука, 2015. 319 с.
11. *Ершов Ю.И.* Эколого-геохимическая оценка мерзлотных почв Среднесибирского плоскогорья // Сибирский экологический журн. 2014. № 6. С. 975–986.
12. *Караваева Н.А., Таргульян В.О., Черкинский А.Е. и др.* Элементарные процессы. Опыт концептуального анализа, почвообразовательные характеристики, систематика. М.: Наука, 1992. 184 с.
13. *Конюшков Д.Е.* Структура почвенного покрова северо-восточной части Среднесибирского плоскогорья // Почвоведение. 1992. № 2. С. 61–73.
14. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
15. *Кушев С.Л., Леонов Б.Н.* Рельеф и геологическое строение // Средняя Сибирь. М.: Наука, 1964. С. 23–81.
16. *Лупачев А.В., Губин С.В., Герасимова М.И.* Проблемы диагностики криогенных почв в современной классификации почв России // Почвоведение. 2019. № 10. С. 1157–1162.
17. *Лурье М.Л., Масайтис В.Л.* Верхнепалеозойские нижнепалеозойские долериты и базальты трапповой формации // Геология Сибирской платформы. М.: Недра, 1966. С. 247–284.
18. *Наумов Е.М.* Почвы и почвенный покров Северо-Востока Евразии. Автореф. дис. ... докт. с.-х. наук. М., 1993. 63 с.
19. *Ногина Н.А.* Почвы Забайкалья. М.: Нука, 1964. 314 с.
20. *Пармузин Ю.П.* Инверсия лесной растительности в горах Пutorана // Ботан. журн. 1959. Т. 44. № 9. С. 1303–1307.
21. *Пармузин Ю.П.* Современные рельефообразующие процессы и генезис озерных котловин // Пutorанская озерная провинция. Новосибирск: Наука, Сиб. отд-ние, 1975. С. 64–97.
22. Полевой определитель почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
23. Программа почвенной карты СССР масштаба 1 : 2 500 000. М., 1972. 158 с.
24. Рабочая программа составления листов Государственной почвенной карты СССР масштаба 1 : 1 000 000. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 1986. 11 с. Рукопись.
25. *Роде А.А.* Система методов исследования в почвоведении. М.: Наука, 1984. 256 с.
26. *Соколов И.А.* Гидроморфное неглеевое почвообразование // Почвоведение. 1980. № 1. С. 21–32.
27. *Соколов И.А.* О разнообразии форм гидроморфного неглеевого почвообразования // Почвоведение. 1980. № 2. С. 5–18.
28. *Соколов И.А.* Палевые почвы Среднесибирского плоскогорья // Почвоведение. 1986. № 8. С. 5–18.
29. Средняя Сибирь. М.: Наука, 1964. 480 с.
30. *Таргульян В.О.* Почвообразование и выветривание в холодных гумидных областях. М.: Наука, 1971. 268 с.
31. Физико-географическое районирование. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1968. 576 с.
32. *Фокина Н.В.* Краткая характеристика климата Эвенкийского автономного округа // Социально-экономическое развитие и здоровье малочисленных народов Севера. 1990. С. 164.

Cryogenic Soils on the Rocks of the Trap Formation Central Siberia

Yu. I. Yershov*

Sukachev Institute of Forest SB RAS, Separate subdivision at FRC KSC SB RAS, Krasnoyarsk, 660036 Russia

*e-mail: solum@ksc.krasn.ru

The main factorial and process-morphological features as well as the spatial patterns of the formation of poorly studied cryozems on derivatives of basalts, dolerites, volcanic tuffs have been considered. The soils of the poorly studied remote northern regions of the Central Siberian Plateau (coordinates 63–69° N, 87–107° E): Putorana Plateau, Syverma, Norilsk Basin, Moyero-Kotuy Plain have been described in the paper. Gley peat-cryozems, coarse-humus cryozems, grey-humus cryozems, sorbed-humus cryozems have been identified and characterized. Each of these soils has its own diagnostic horizons and features, respectively: the gley horizon - CRg, the coarse humus horizon – AO, the grey-humus horizon – AY and the sorbed-humus one - CRhs. The main regularities of the geography of cryogenic soils are determined by longitudinal distinctions in the degree of continentality and humidity of the climate what is resulted in isolation of three sectors, which unite soils, fundamentally different in morphogenetic characteristics: moderately continental humid (gleyic peat cryozems), continental slightly humid-semihumid (coarse-humus cryozems), sharply continental (grey-humus cryozems, sorbid humus cryozems). The intra-sector distribution of soils is controlled by lithological-geomorphological and geocryological conditions. The issues of nomenclature and classification of soils are discussed.

Keywords: Subarctic, Central Siberian plateau, basic rocks, genetic and geographical patterns of soils, cryozems, Cryosols

ГЕНЕЗИС
И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 581.5631.41

**ПОДСТИЛКИ ГОРОДСКИХ НАСАЖДЕНИЙ КАК ИНДИКАТОР
ИНТЕНСИВНОСТИ БИОЛОГИЧЕСКОГО КРУГОВОРОТА
В УСЛОВИЯХ МЕГАПОЛИСА**

© 2022 г. О. В. Семенюк^{а, *}, В. М. Телеснина^а, Л. Г. Богатырев^а, Ф. И. Земсков^а

^аМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

*e-mail: olgatour@rambler.ru

Поступила в редакцию 13.10.2021 г.

После доработки 06.01.2022 г.

Принята к публикации 10.01.2022 г.

Оценена интенсивность биологического круговорота городских парковых насаждений на основе оценки следующих показателей структуры и функционирования подстилок: общие запасы подстилки, запасы и доля детрита в горизонте L, запасы и доля ЛРК в горизонте L, отношение запасов горизонта L к сумме запасов нижележащих горизонтов, зольность горизонта L, запасы золы ЛРК и доля золы этих компонентов в общем запасе золы горизонта L. Исследования проводили на территории Битцевского парка под насаждениями ели, березы и липы. Для городских насаждений выявлены существенные отличия от естественных в составе живого напочвенного покрова, в котором появляются нетипичные для лесов луговые и сорно-рудеральные виды, указывающие на антропогенное воздействие. Городские парковые насаждения отличаются от природных экосистем повышенной интенсивностью биологического круговорота, на что указывают общие запасы и доля детрита, легкоразлагаемых компонентов, запасы и доля золы легкоразлагаемых компонентов в горизонте L. В городских условиях подстилки хвойных насаждений характеризуются упрощенным строением, малой мощностью (не более 4–5 см) и повышенной зольностью отдельных компонентов (более 10%), которая отражает значительное участие механической миграции твердых частиц различного происхождения. По большинству характеристик подстилки лиственных городских насаждений не так существенно отличаются от аналогичных естественных, как подстилки хвойных насаждений, поэтому именно подстилки ельников могут служить индикатором антропогенного воздействия на городские экосистемы. В целом показатели биологического круговорота, связанные с особенностями лесной подстилки, указывают на повышенную по сравнению с аналогичными естественными фитоценозами интенсивность биогенной миграции. Это необходимо учитывать при разработке прогноза развития озелененных территорий городов.

Ключевые слова: лесные подстилки, биологический круговорот, городские насаждения, Albic Retisols

DOI: 10.31857/S0032180X22060119

ВВЕДЕНИЕ

В системе познания сущности почвообразования биологическому круговороту принадлежит ведущая роль, что отмечено в классических работах В.Р. Вильямса, общепризнанной концепции и методологии, сформулированных в работах Н.И. Базилевич с соавт. [21] и современных работах А.А. Титляновой [1, 33]. Согласно В.И. Вернадскому, биологический круговорот является одним из важнейших показателей устойчивости биосферы и на современном уровне рассматривается в качестве важнейшего критерия устойчивого развития биосферы [24]. Эти положения касаются не только естественных фитоценозов, но и рукотворных, чья роль в обеспечении оптимальных условий жизнедеятельности в условиях со-

временных мегаполисов приобретает все большее значение. Процессы, происходящие в лесных насаждениях в пределах городов, требуют особого внимания, в том числе необходим поиск индикаторов, отражающих закономерности их функционирования.

В городах древесные насаждения имеют огромное экологическое значение [50], выполняя широкий набор экологических функций, в том числе формирование геохимического барьера в виде подстилки, которая задерживает поллютанты [35]. Рекреационная функция насаждений в условиях современных мегаполисов едва ли может быть переоценена. Следует отметить, что функционирование фитоценозов в мегаполисах отличается от естественных условий по многим факторам,

что отражено в многочисленных работах, посвященных городским фитоценозам и почвам. Повышенное содержание тяжелых металлов в городских почвах [38, 43, 55, 57] требует оценки рисков для здоровья населения [51]. Исследованиями последних лет установлены особенности микробного пула [39] в почвах под лесными насаждениями в городах, специфике преобразования органического вещества и особенностей его миграции [54]. Подчеркивается необходимость учета содержания органического вещества под непроницаемыми поверхностями [37], поступления аэрозолей и пыли [41]. Обращается внимание на засорение городских биогеоценозов антропогенным мусором [52]. Подчеркивается роль мезофауны в разложении подстилки, особенно при поступлении в урбоэкосистемы азота техногенной и/или антропогенной природы [48], отмечено активное участие макрофауны и значимость видовой разнообразия растений в функционировании лесных экосистем в условиях города [47]. Интересны работы по установлению роли мелких корневых систем в повышении интенсивности разложения подстилки [56]. В рамках стехиометрии показана динамика изменения соотношения C : N : P в листьях и корнях растений, подстилке и почве [42]. На примере исследования 27 парков Финляндии установлено, что под вечнозелеными растениями интенсивность накопления углерода может быть больше по сравнению с лиственными древесными породами [49], но эта способность меньше, чем в аналогичных естественных лесных сообществах. На основании близких величин содержания углерода в парковых почвах и естественных лесах выдвинуто предположение, что уборка листвы не оказывает серьезного влияния на накопление углерода в почве.

Представленный материал убедительно показывает возрастающий интерес к изучению компонентов городских экосистем и их функционированию, исследованию особенностей биологического круговорота на урбанизированных территориях. В отечественной научной литературе применяют показатели, характеризующие состояние подстилки. Фундаментальным показателем является соотношение запасов подстилки и опада, характеризующее интенсивность круговорота [21]. Состояние подстилки используют при оценке и группировке лесных земель, а также в целях бонитировки лесных почв [34]. Морфогенез подстилок лежит в основе их классификации [3, 26], а типология подстилок хорошо коррелирует с критериями, отражающими скорость круговорота веществ в биогеоценозах [9], что убедительно показано для насаждений Ботанического сада МГУ им. М.В. Ломоносова. Расчет соотношений запасов подстилки, определенных в летний и осенний периоды [29], позволил оценить величину реализации органического вещества, сосредото-

ченного в подстилках, в годичном цикле. В теоретическом отношении методическая основа исследования подстилок естественных и городских насаждений однотипна – от типологической принадлежности к структурной организации. При близком характере функционирования городских и естественных фитоценозов, который определяется в первую очередь видовой принадлежностью насаждений, поиск специфики преобразования наземного детрита является актуальным в научном и практическом отношении. Следует признать, что до сих пор нет точных индикаторов и показателей, позволяющих дифференцировать естественные и городские фитоценозы в рамках биологического круговорота. Это обусловлено относительно слабой изученностью фитоценозов в пределах городских ландшафтов и позволяет заключить, что изучение биологического круговорота в условиях мегаполиса актуально.

Цель работы – выявление интенсивности биологического круговорота урбанизированных территорий на основе оценки параметров структурной организации подстилок городских парковых насаждений.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Природно-исторический парк “Битцевский лес” – особо охраняемая природная территория площадью 2208 га, образованная в 1994 г. в пределах г. Москвы. Климат на территории парка влажный, умеренно континентальный, имеет четко выраженную сезонность. Средняя многолетняя температура составляет +5.4°C, среднегодовое количество осадков – 650 мм, а годовая испаряемость – 434 мм. Территория парка находится на юго-восточной, приподнятой части Теплостанской возвышенности, которая представляет собой отдельный природный район, сформированный на доледниковом останце, являющемся частью Москворецко-Окской равнины [8]. Характер рельефа холмистый, с густой овражно-балочной сетью, которая представлена глубокими эрозионными долинами, балками и оврагами [25]. Доминирующей почвообразующей породой водораздельных пространств являются некарбонатные средние и тяжелые покровные суглинки, московская и днепровская морены и флювиогляциальные отложения на них. Территория природно-исторического парка “Битцевский лес” принадлежит к подзоне хвойно-широколиственных лесов. Лесные экосистемы (еловые, дубовые, липовые и березовые насаждения) занимают до 63% площади парка [36]. Средний возраст лесных пород на территории составляет 84 г. Почвенный покров неоднородный, с преобладанием дерново-подзолистых преимущественно среднесуглинистых почв разной степени оподзоленности [14].

Объекты исследования представлены тремя типичными насаждениями природно-исторического парка “Битцевский лес”, каждый из которых занимает около 400 м². Хвойное и липовое насаждения находятся в 70 м от ближайшей проезжей части (ул. Голубинская) и в 15 м друг от друга. Такое пространственное расположение не исключает возможность обмена опадом. Березняк отдален от двух других объектов на расстоянии 3,5 км, от автомобильной дороги — на 315 м (ул. Академика Капицы). Насаждения расположены на хорошо дренированных участках пологих склонов водораздельного пространства.

Березняк марьянниково-злаковый — 70 лет. Древостой сформирован березой повислой (*Betula pendula*). В обильном травостое (проективное покрытие до 90%) доминируют ежа сборная (*Dactylis glomerata*), марьянник дубравный (*Melampyrum nemorosum*) и полевица гигантская (*Agrostis gigantea*). Почва — дерново-подзолистая [13] (Albic Retisol).

Липняк лютиково-живучковый — 70 лет. Древесный ярус представлен липой сердцелистной (*Tilia cordata*). Травяной ярус преимущественно состоит из живучки ползучей (*Ajuga reptans*) и лютика кашубского (*Ranunculus cassubicus*). Почва — дерново-подзолистая (Albic Retisol).

Ельник крапивно-живучковый — 100 лет. В древостое главенствующую роль играет ель обыкновенная (*Picea abies*) с участием липы сердцелистной (*Tilia cordata*) — 7ЕЗЛ. В составе травянистого яруса, проективное покрытие которого составляет менее 30%, преобладает живучка ползучая (*Ajuga reptans*) и крапива двудомная (*Urtica dioica*). Почва — дерново-подзолистая (Albic Retisol).

Во всех насаждениях практически нет подлеска (кустарников) и очень мало подроста, то есть ярусная структура упрощенная, что типично для городских насаждений.

Все полевые работы проводили в выбранных для изучения фитоценозах на пробных площадках 10 × 10 м. Для изучения растительности выполняли геоботанические описания. Виды травяного яруса, которому уделяли особое внимание как наиболее чувствительному к локальным экологическим условиям, относили к эколого-ценотическим свитам или группам свит по А.А. Ниценко [19]. Отбор подстилок проводили на площади 50 × 50 см в 9-кратной повторности в листовых насаждениях. В еловых насаждениях образцы органического горизонта отбирали в 5-кратной повторности с учетом положения в тессере: ствол—крона—окно. Для определения классификационной принадлежности подстилок использовали классификацию Л.Г. Богатырева [3].

Подстилки отбирали по горизонтам. Верхний горизонт L разбирали на фракции: листья, хвою,

ветки, кору, шишки, ветошь (опад трав). Мелкие компоненты горизонта L, происхождение которых установить невозможно, обозначали как детрит. Совокупность фракций ветоши и листьев называли легкоразлагаемыми компонентами (ЛРК), содержание и запасы которых очень важный показатель, так как именно эти компоненты в первую очередь разлагаются микроорганизмами и активно трансформируются в результате деятельности почвенных беспозвоночных животных [40]. Запасы всех фракций и подстилки в целом рассчитывали на абсолютно сухую массу. Зольность компонентов подстилки определяли при 450°C. На основе полученных результатов рассчитывали показатели функционирования подстилок: 1) общие запасы подстилки; 2) тип строения (деструктивная, ферментативная или гумифицированная); 3) отношение запасов горизонта L к сумме запасов остальных горизонтов (при наличии); 4) запасы и доля ЛРК в горизонте L; 5) запасы и доля детрита в горизонте L; 6) средневзвешенная зольность горизонта L; 7) запасы золы ЛРК и ее доля в общем запасе золы горизонта L.

Для выявления особенностей биологического круговорота в городских условиях на основе опубликованных ранее данных [32, 53] рассчитывали показатели круговорота для аналогичных естественных насаждений ели, липы и березы, расположенных в Подмоскowie на территории УОПЭЦ “Чашниково” на дерново-подзолистых почвах.

Для обработки полученных данных использовали программы Excel и Statistica.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Особенности живого напочвенного покрова. Городской лес, каким является изучаемый фрагмент Битцевского парка, — это образование, промежуточное между лесом и парком [18], что отражается на живом напочвенном покрове. Изученные фитоценозы соответствуют третьей (березняк) и третьей—четвертой (липняк и ельник) стадиям дигрессии. Об этом свидетельствуют наличие в живом напочвенном покрове луговых и сорно-рудеральных видов и их соотношение с терминальными видами [23]. При этом фитоценозы существенно различаются по составу живого напочвенного покрова (рис. 1).

Максимальное число видов выявлено в березовом насаждении (23), минимальное — в липовом (11). Помимо возможной рекреационной нагрузки, разнообразие видов живого напочвенного покрова в ельнике и липняке детерминировано степенью освещенности, которая в этих насаждениях меньше, чем в подобных естественных насаждениях, так как световой режим начинает существенно изменяться с третьей стадии дигрессии [6].

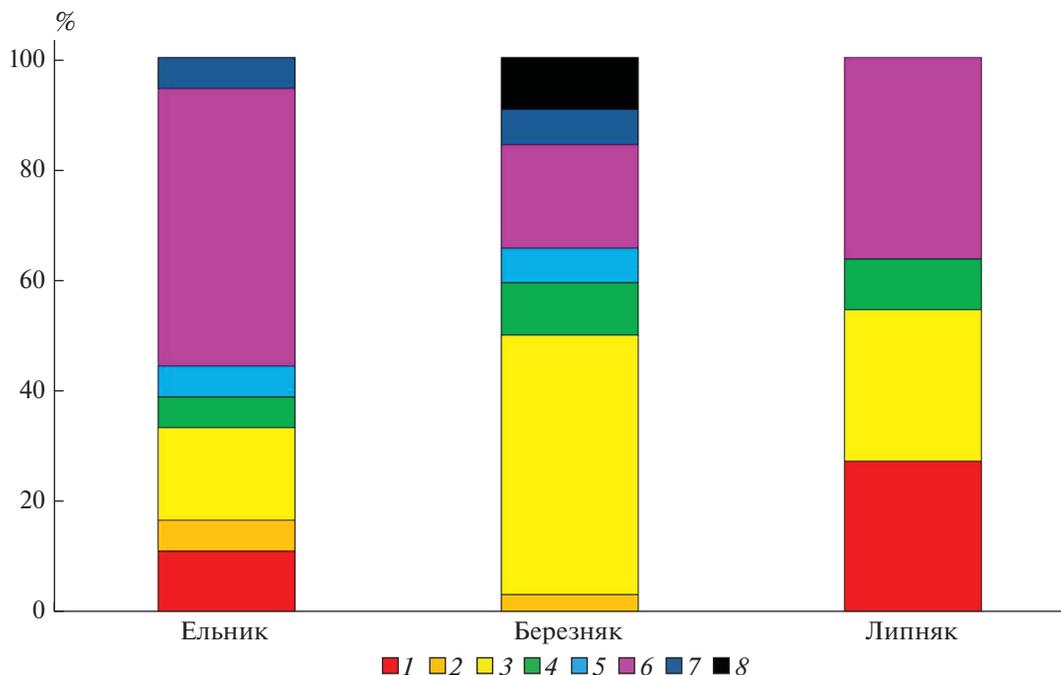


Рис. 1. Соотношение видов разных эколого-ценотических групп в травяном ярусе. 1 – виды сорно-рудеральных свит, 2 – виды луговой нитрофильной свиты, 3 – виды прочих луговых свит, 4 – виды мелколиственной опушечно-полян-ной свиты, 5 – виды осиновой свиты, 6 – виды неморальных свит, 7 – виды еловых свит, 8 – эвритопные виды.

Во всех насаждениях выявлено много неморальных видов – спутников широколиственных пород, что типично для парков Москвы [11, 20]. В травяном ярусе березовых насаждений высока доля видов луговых – 47% (полевица гигантская (*Agrostis gigantea*)) и неморальных – 19% (марьяник дубравный (*Melampyrum nemorosum*)) видов. Также значительно участие опушечных (зверобой пятнистый (*Hypericum maculatum*)) и эвритопных видов (лютик едкий (*Ranunculus acris*)). Подобное сочетание свит характерно для мелколиственных насаждений, расположенных в подзоне хвойно-широколиственных лесов. Сорные виды не обнаружены, что, вероятно, обусловлено удаленностью участка от пешеходных маршрутов и автомобильных дорог, а также конкуренцией со стороны луговых видов, особенно злаков.

Липовое насаждение характеризуется низким разнообразием видов живого напочвенного покрова, а также минимальным числом эколого-ценотических свит. Виды живого напочвенного покрова относятся к неморальной группе – 36% (лютик кашубский (*Ranunculus cassubicus*) и живучка ползучая (*Ajuga reptans*)). Присутствует луговая (вербейник монетчатый (*Lysimachia nummularia*)) и сорно-рудеральной группы (крапива двудомная и недотрога мелкоцветковая (*Impatiens parviflora*)). Следует отметить, что вербейник монетчатый, доля покрытия которого особенно велика в липняке, хорошо переносит вытаптывание [5]. Большая доля

синантропных растений может быть объяснена близостью расположения к крупным парковым пешеходным тропам и проезжей части (70 м).

В ельнике доля неморальных видов (живучка ползучая и гравилат городской (*Geum urbanum*)) максимална – 50%, отмечено преобладание луговой растительности (вербейник монетчатый, лютик ползучий (*Ranunculus repens*), шавель конский (*Rumex confertus*)) – 17%. Наличие светолюбивых видов может быть связано с отсутствием подлеска и малым количеством подроста, которые не дают сильного затенения, свойственного естественным хвойным насаждениям. В небольшом количестве встречаются растения еловой свиты – золотарник обыкновенный (*Solidago virgaurea*).

Повышенная доля неморальных видов в живом напочвенном покрове может быть обусловлена особенностями городского микроклимата, который отличается от микроклимата естественных фитоценозов. Сорно-рудеральные виды могут быть результатом как непосредственно рекреации, так и переноса семян из городских ландшафтов селитебной зоны. Упрощенная вертикальная структура парковых фитоценозов также создает дополнительное открытое пространство [28], что способствует распространению не естественных естественным лесам видов, характеризующихся повышенной зольностью. Последнее характеризует особенности биологического круговорота.

За счет упрощения вертикальной структуры фитоценоза, биомасса подроста и подлеска или снижена, или отсутствует, что уменьшает запас органического вещества и зольных элементов в экосистеме, то есть емкость биологического круговорота.

Свойства лесных подстилок. *Хвойные насаждения.* Изучение подстилок на территории Битцевского парка показало, что встречаются два их типа: деструктивные и ферментативные (табл. 1). При этом в приствольных пространствах преобладают ферментативные, в окнах – деструктивные, а под кронами – деструктивные и ферментативные примерно в равном соотношении. Ферментативные горизонты имеют промежуточный характер между L и F в насаждениях, подверженных рекреации, где гумифицированные и ферментативные горизонты подстилок маломощны. Последнее может быть связано как с высокой скоростью разложения органического вещества, так и механическим разрушением подстилок при их вытаптывании [2, 7, 15].

Данные морфологические особенности не типичны для естественных еловых насаждений – в последних чаще всего встречаются не только ферментативные, но и гумифицированные подстилки, особенно в приствольных пространствах [53]. Подстилки характеризуются низкой мощностью, которая в пределах тессеры уменьшается от ствола к межкрановому пространству, составляя в последнем менее 1 см (рис. 2), что не типично для естественных еловых фитоценозов. Значимо отличается от других компонентов тессеры только мощность лесных подстилок в окнах. Горизонты LF2, переходные к гумифицированному, очень малы (менее 1 см) и развиты только под кронами и в приствольных пространствах. Сходным образом меняются запасы подстилок – в приствольных пространствах этот показатель превышает соответствующее значение в окнах почти в 10 раз. В естественных ельниках такие различия в пределах тессеры составляют 15–20 раз [4, 53]. Можно считать, что условия города несколько нивелируют варьирование мощности и запасов подстилок в пределах фитоценоза. Уменьшение запасов и мощности подстилок по сравнению с естественными лесами связано в том числе с рекреационным воздействием [45].

В составе горизонта L всех подстилок ельника преобладают ветки и хвоя (рис. 3). Повышенный опад веток может говорить о неблагоприятных условиях роста деревьев из-за повышенного антропогенного воздействия [45] – хвойные насаждения менее устойчивы к атмосферному загрязнению, нежели лиственные [12]. Сравнительно небольшую долю по сравнению с подстилками естественных ельников [31] занимает детрит – не более 5–6%. Возможно, это связано с лучшими условиями разложения органического вещества

Таблица 1. Распределение подстилок различных типов в пределах тессер еловых насаждений, количество

Тип подстилки	Тессеры		
	стволы	кроны	окна
Деструктивная	1	3	4
Ферментативная	4	2	1

по сравнению с естественными фитоценозами, или измельчением детрита при рекреационной нагрузке, что ускоряет его минерализацию. В горизонте L лесных подстилок, приуроченных к окнам в пределах тессеры, отмечено минимальное относительное содержание детрита. Практически отсутствует фракция ветоши ($< 2 \text{ г/м}^2$), что может быть обусловлено небольшим проективным покрытием травяного яруса. Запасы и доля листьев в горизонте L увеличиваются от стволов к окнам. Запасы легкоразлагаемых фракций подстилки практически не меняются от стволов к окнам, а их доля увеличивается в этом направлении в 4–5 раз. Аналогичная картина выявлена при изучении естественных ельников тайги и подзоны хвойно-широколиственных лесов [31, 53]. Видимо, это связано с изменением состава опада и условий его разложения в направлении от приствольных элементов тессеры к окнам.

Средневзвешенная зольность горизонтов L подстилок составляет 8–12%, при этом наиболее высокзольные компоненты: ветошь (26–27%) и детрит (16–22%), что согласуется с полученными ранее данными по зольности подстилок в городских ландшафтах [27]. По-видимому, имеет место существенное пылевое загрязнение растений и поступление частиц пыли вместе с опадом в подстилку [10]. В ходе рекреации появляется возможность дополнительного поступления минеральных частиц. Возможно, именно это является причиной относительно высоких запасов подстилки при низкой мощности. Зольность нижних горизонтов подстилки, сильно перемешанных с минеральными горизонтами, достигает 30% (табл. 2). Общие запасы зольных элементов, накапливаемые в подстилках и их отдельных горизонтах, уменьшаются в 4 раза от приствольных пространств к окнам, что детерминировано подобной закономерностью пространственного распределения запасов подстилок. При этом доля зольных элементов в горизонте L по отношению к общей сумме золы в подстилке составляет 20–30% в пристволье и под кроной, тогда как в окне – более 50%. В горизонтах L наибольшая доля зольных элементов аккумулируется за счет хвои и ветвей.

Итак, подстилки городских еловых насаждений в условиях активной рекреации отличаются упрощенным строением, малой мощностью при повышенных запасах и зольности, а также выра-

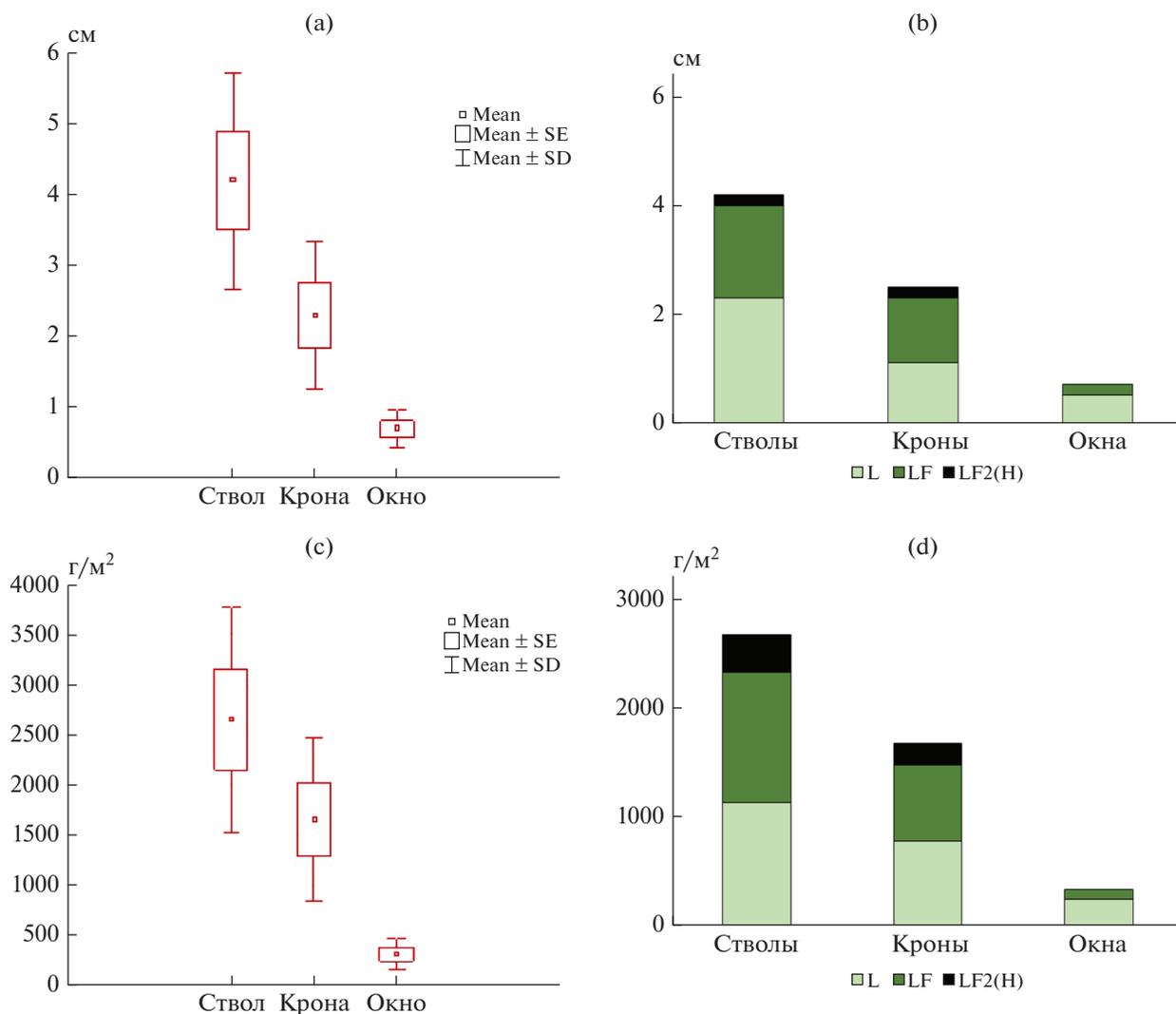


Рис. 2. Мощность (a, b) и запасы (c, d) подстилок хвойных насаждений: a, c – общие; b, d – по горизонтам.

женной пространственной дифференциацией в пределах тессер. Как правило, ферментативные подстилки тяготеют к приствольным повышениям, в пределах которых обнаруживаются более мощные запасы мортмассы по сравнению с другими участками тессер.

Лиственные насаждения. Подстилки обоих изученных лиственных насаждений были определены как деструктивные примитивные – состоящие из одного горизонта (табл. 3). Мощность подстилок очень низкая, не превышает 1 см, что меньше, чем в условиях ботанического сада факультета МГУ им. М.В. Ломоносова, для таких же насаждений [30]. В случае Битцевского парка это вызвано влиянием рекреационной нагрузки. При этом запасы подстилки (рис. 4) в целом соответствуют данным, полученным для других парковых насаждений из липы и березы [32]. Запасы подстилок в липняке значимо больше запасов в березовых насаждениях,

что связано не только с тем, что липовые насаждения крупнолистные, а березовые – мелколистные, но и с другими факторами. В условиях более открытого пространства, чем в естественных фитоценозах или фитоценозах ботанического сада МГУ, происходит интенсивный латеральный перенос как опада, так и компонентов подстилки, причем перенос березовых листьев из-за их маленького размера происходит активнее. Поэтому в городских насаждениях подстилки формируются из опада как деревьев-эдикаторов, так и поступающего с ветровым переносом. Во фракционном составе подстилок обоих лиственных насаждений преобладают ветки и листья (рис. 5), причем листьев больше в подстилке березняка. Ветошь почти отсутствует в подстилке липняка, поскольку в условиях повышенного затенения слабо развит травяной ярус. Подстилка березняка, напротив, содержит до 10%

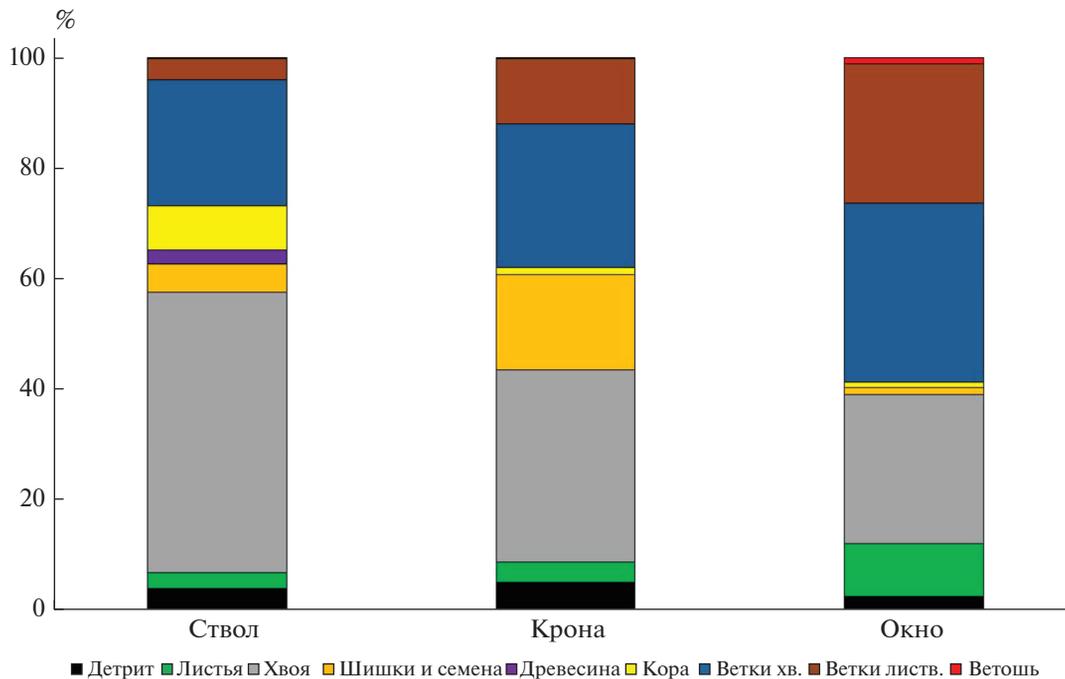


Рис. 3. Доля разных фракций горизонта L в подстилках еловых насаждений, %.

ветоши. Подстилки липняка по причине латерального переноса опада посредством ветра из соседнего фитоценоза содержат хвою и шишки, что часто наблюдается в парковых насаждениях [4, 29, 30]. Доля детрита мала, особенно в насаждениях березы, и встречается он не во всех изученных подстилках.

Наиболее зольными компонентами подстилок являются листья (12.6 и 14.9% для березняка и липняка) и ветошь (соответственно 16.5 и 27.0%). В целом зольность горизонта L составляет 9.4% для березняка, 11.4% – для липняка, что мало отличается от горизонтов L подстилок в изученных хвойных насаждениях (табл. 4). Запасы золы в подстилке в целом, а также во фракции листьев и детрита больше в липновых насаждениях, чем в березовых, как за счет общего запаса подстилок, так и за счет величины зольности. При этом общая сумма зольных элементов, накапливаемых горизонтом L подстилки березняка, гораздо меньше, чем аналогичные показатели, полученные для еловых насаждений. Сумма зольных элементов в подстилке липняка превышает сумму зольных элементов в горизонтах L подстилок ельника – кроме приствольных повышений.

Показатели функционирования подстилок. Для характеристики биологического круговорота определяли показатели подстилок, являющиеся индикаторами интенсивности биологического круговорота (табл. 5). Они включают в себя целый ряд характеристик: от типологии подстилок до детрита и легкоразлагаемых компонентов и их запасов.

Такие показатели подстилок, как соотношение горизонтов, запасы, содержание детрита и ЛРК, связаны с интенсивностью круговорота в экосистеме [4, 21, 29, 34], особенно когда их рассматривают не отдельно, а в комплексе друг с другом. Низкие запасы подстилок и их упрощенное строение связаны с высокой скоростью разложения органического вещества подстилки, как и низкие запасы и доля детрита. Повышение скорости разложения подстилок в целом увеличивает ско-

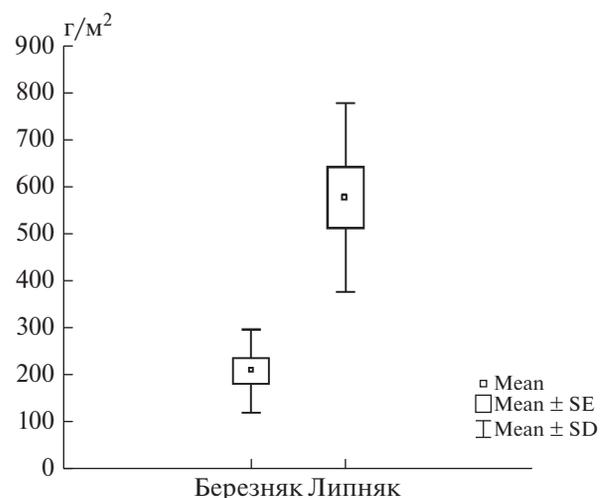


Рис. 4. Запасы подстилок лиственных насаждений, г/м².

Таблица 2. Свойства компонентов подстилок хвойных насаждений, среднее \pm стандартная ошибка

Горизонт или его компонент	Стволы	Кроны	Окно
Зольность, %			
Листья	15.7 \pm 1.4	13.6 \pm 1.5	16.1 \pm 0.6
Ветошь	26.4 \pm 0.7	–	27.0 \pm 3.6
Хвоя	11.96 \pm 0.1	12.9 \pm 1.3	17.58 \pm 1.3
Детрит	17.5 \pm 2.8	16.0 \pm 1.8	22.0 \pm 4.0
Ветки хвойных	6.13 \pm 0.6	5.81 \pm 0.5	7.5 \pm 0.1
Ветки лиственных	5.5 \pm 0.5	5.3 \pm 0.5	8.7 \pm 0.6
Кора	7.7 \pm 1.1	7.9 \pm 0.4	7.0 \pm 1.7
Древесина	5.5 \pm 1.4	–	–
Шишки	4.9 \pm 0.5	3.5 \pm 0.8	–
Семена	13.7 \pm 1.6	–	21.7 \pm 4.0
L (среднезвешенное значение)	9.86 \pm 0.6	8.4 \pm 0.5	12.24 \pm 1.5
F	25.6 \pm 4.4	17.1 \pm 3.3	25.5
H	39.1	31.1	–
Запасы золы, г/м ²			
Листья	4.2 \pm 2.0	4.14	3.63
Ветошь	0.43 \pm 0.3	–	1.09
Хвоя	71.3 \pm 16	30.17	10.84
Детрит	6.6 \pm 2.0	5.97	2.41
Ветки хвойных	15.4 \pm 1.3	10.89	5.33
Ветки лиственных	2.8 \pm 2.8	5.94	7.85
Кора	8.2 \pm 1.4	1.34	0.45
Древесина	1.4 \pm 0.7	–	–
Шишки	2.6 \pm 0.6	3.24	–
Семена	0.8 \pm 0.2	1.9	0.75
L (сумма)	114.1 \pm 18	61.4 \pm 11	27.5 \pm 5.5
LF	162.1 \pm 32	121.0 \pm 41	23.6 \pm 23.6*
LF ₂ (H)	134.6 \pm 134.6*	61.0 \pm 61*	–
Сумма для подстилки (средняя)	410.8	243.4	51.1

* Горизонт развит только в одной тессере из пяти.

Таблица 3. Морфологическое строение подстилок лиственных насаждений

Фитоценоз	Горизонт	Мощность, см	Классификационное положение
Березняк марьянниково-злаковый	L	0.7 \pm 0.1	Деструктивные среднесопряженные прими-
Липняк лютиково-живучковый	L	0.8 \pm 0.2	тивные очень маломощные лиственные

рость оборота органического вещества и зольных элементов, то есть интенсивность биологического круговорота в экосистеме увеличивается.

В целом показатели функционирования подстилок на территории города свидетельствуют о сравнительно высокой интенсивности круговорота в условиях городских парков. Причины заключаются как в микроклиматическом влиянии города на все процессы в экосистеме, в том числе

на разложение органического вещества, так и в антропогенном воздействии, что не может не отражаться на активности микроорганизмов в почве и лесной подстилке [44, 46]. Измельчение компонентов подстилок в ходе рекреации также способствует увеличению биологической активности в подстилках [16, 17, 22]. Зольные элементы, поступающие при разложении ветоши видов растений с повышенной зольностью, а также за счет привноса при

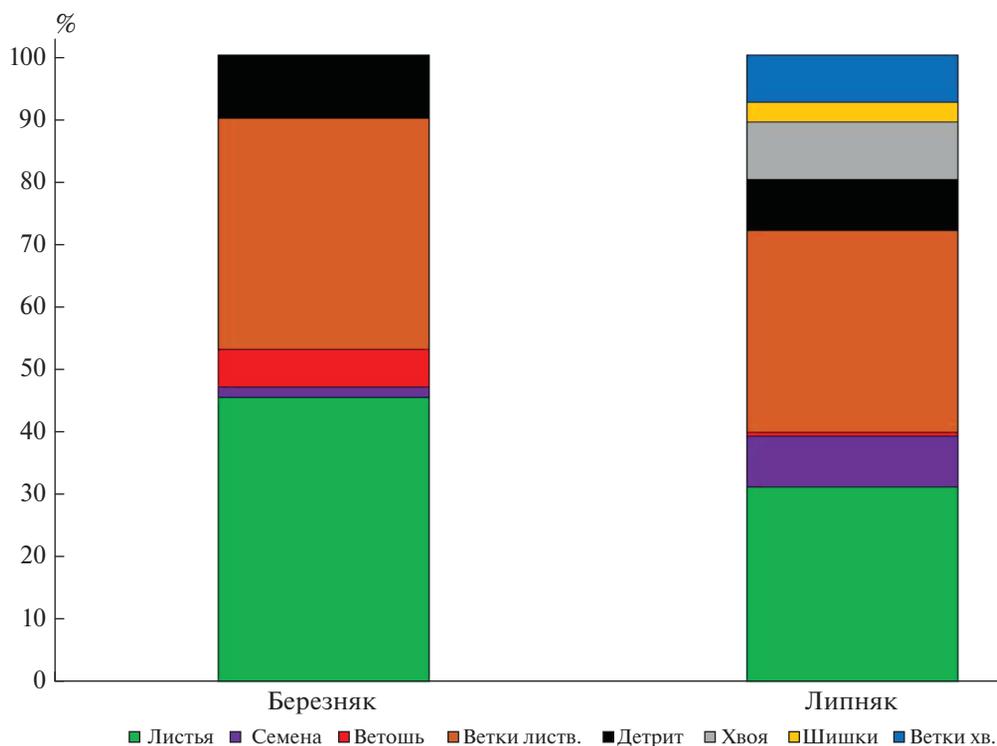


Рис. 5. Фракционный состав подстилок лиственных насаждений, %.

Таблица 4. Свойства компонентов подстилок лиственных насаждений, среднее \pm стандартная ошибка

Горизонт или его компонент	Лиственные насаждения	
	березняк, 70 лет	липняк, 70 лет
Зольность, %		
Листья	12.6 \pm 0.8	14.9 \pm 1.6
Ветошь	16.5 \pm 1.0	27.0*
Хвоя	—	21.2 \pm 1,6
Детрит	14.4*	20.1*
Ветки хвойных	—	8.3 \pm 0.3
Ветки лиственных	4.1 \pm 0.5	7.6 \pm 0.5
Кора	—	14.5*
Шишки	—	6.4 \pm 0.8
Семена	5.9*	9.2 \pm 0.6
L (средневзвешенное значение)	9.4 \pm 0.8	11.4 \pm 1.7
Запасы золы, г/м ²		
Листья	13.0 \pm 2.6	32.8 \pm 12.2
Ветошь	2.2 \pm 0.6	0.33 \pm 0.1
Хвоя	—	10.5 \pm 3.6
Детрит	2.5 \pm 1.8	7.9 \pm 4.8
Ветки хвойных	—	2.9 \pm 1.1
Ветки лиственных	3.6 \pm 0.7	14.2 \pm 1.8
Кора	—	0.6 \pm 0.2
Шишки	—	0.8 \pm 0.6
Семена	0.1 \pm 0.04	3.3 \pm 1.9
L (сумма)	23.2 \pm 2.3	73.87 \pm 14.6

* Фракция встречается только в одной пробе из девяти.

Таблица 5. Показатели, отражающие специфику функционирования изученных лесных подстилок

Показатель	Ельники						Березняки		Липняки	
	городские			естественные			городские	естественные	городские	естественные
	ствол	крона	окно	ствол	крона	окно				
Запасы подстилки, г/м ²	2600	1600	350	4428	3526	2056	200	397	590	248.5
Соотношение типов подстилок Д : Ф : Г*	20 : 80 : 0	60 : 40 : 0	80 : 20 : 0	60 : 40 : 0	65 : 20 : 15	40 : 60 : 0	100 : 0 : 0	45 : 55 : 0	100 : 0 : 0	100 : 0 : 0
Запасы детрита, г/м ²	43.9	36.9	5.0	70.6	163.2	93.3	8.1	20.6	39.4	0
Детрит, %	3.8	4.9	2.3	10.4	20.0	20.0	4.0	6.3	8.0	0
Запасы ЛРК**, г/м ²	34.6	27.8	23.4	77.2	148.9	179.6	114.0	169.1	194.0	38.1
ЛРК, %	2.9	3.7	10.7	11.4	18.3	38.6	56.0	51.4	33.0	15.3
L/(F + H)***	0.79	0.50	0.60	0.18	0.30	0.30	—	4.8	—	—
Зола ЛРК, г/м ²	4.6	4.1	4.7	4.9	15.6	16.4	15.2	29.8	45.0	19.8
Доля золы ЛРК в L, %	4.0	6.7	17.1	25.2	42.9	97.0	65.0	66.5	44.0	22.1
Зольность L, %	9.8	8.4	12.2	7.3	10.8	10.7	9.4	14.5	11.4	7.3

* Д – деструктивные, Ф – ферментативные, Г – гумифицированные.

** ЛРК – легкоразлагаемые компоненты.

*** Отношение запасов горизонта L к сумме запасов других горизонтов.

пылевом загрязнении листвы, включаются в круговорот, оказывая влияние на активность микробиоты и скорость разложения органического вещества. Подстилки лиственных насаждений существенно отличаются от подстилок хвойных такими показателями, как запасы и доля ЛРК, запасы золы в этих компонентах, доля золы ЛРК в общей золе подстилки, а также средневзвешенная зольность горизонта L. Различия свидетельствуют о высокой интенсивности круговорота в лиственных насаждениях по сравнению с хвойными, что наблюдается и в естественных лесных экосистемах. При этом доля детрита в горизонте L практически не отличается для изученных насаждений. Видимо, она очень мала во всех насаждениях в условиях города, особенно при рекреационном воздействии. Несмотря на то, что доля измельченных фракций при рекреации увеличивается [45], образовавшийся детрит, особенно в деструктивных подстилках смешивается при рекреационном воздействии с минеральными горизонтами и уже не входит в состав собственно подстилки, а измельченные фракции активно разлагаются. Общие запасы детрита, видимо, в данном случае детерминированы общими запасами подстилки, поскольку доля детрита в разных насаждениях различается мало.

Строение и запасы подстилок также свидетельствуют об интенсивном разложении органи-

ческого вещества в лиственных насаждениях города. При этом в пределах елового биогеоценоза запасы подстилок варьируют в большей степени, нежели между биогеоценозами, различающимися по составу деревьев-эдификаторов. В пределах ельника, даже в условиях города, где естественные процессы круговорота снивелированы антропогенным воздействием (атмосферное пылевое загрязнение, рекреация), интенсивность разложения органического вещества, по крайней мере на уровне подстилки, возрастает от приствольных пространств к окнам. Это находит отражение почти во всех изученных структурно-функциональных показателях подстилки – уменьшении мощности и запасов, переходе от ферментативных к деструктивным подстилкам, увеличении доли ЛРК и зольности горизонта L.

Для сравнения привели аналогичные показатели подстилок, рассчитанные ранее для липовых, еловых и березовых насаждений на территории окрестностей УОПЭЦ “Чашниково”, где они не подвержены рекреационному воздействию и существенному атмосферному загрязнению со стороны автотрасс [32, 53]. Развиты эти насаждения также на дерново-подзолистых суглинистых почвах. Березовые и еловые насаждения – естественные, липовые – посадки без ухода (естественных липовых фитоценозов на территории распространения дерново-подзолистых

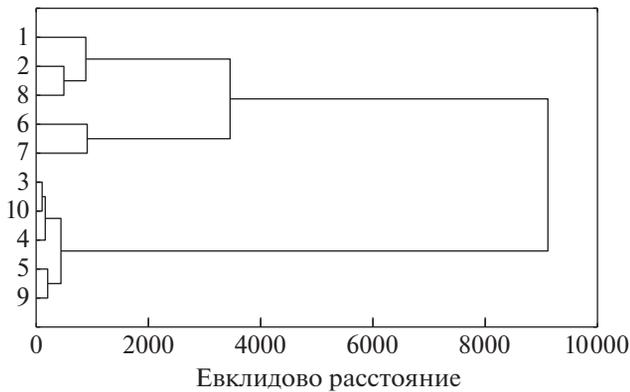


Рис. 6. Результаты кластерного анализа общих характеристик подстилок изучаемых насаждений. Ельник в Битцевском парке: 1 – ствол, 2 – крона, 3 – окно; 4 – березняк в Битцевском парке, 5 – липняк в Битцевском парке. Ельник в Чашниково: 6 – ствол, 7 – крона, 8 – окно; 9 – березняк в Чашниково, 10 – липняк в Чашниково.

почв практически нет). Наибольшие отличия в функционировании лесных подстилок в городских насаждениях по сравнению с подстилками естественных лесных сообществ выявлены для еловых фитоценозов. Их запасы различаются в 2 раза во всех компонентах тессер. В естественном ельнике встречаются гумифицированные подстилки, больше ферментативных типов лесных подстилок. Содержание детрита в горизонте L подстилок в лесных сообществах города на порядок меньше аналогичного показателя для естественных насаждений. В то же время запасы и доля ЛРК больше в естественных насаждениях, что может быть связано с развитым подлеском и напочвенном покровом и большими объемами поступающего опада.

Результаты кластерного анализа (рис. 6) с учетом основных показателей лесных подстилок (общие запасы подстилки, запасы и доля детрита в горизонте L, запасы и доля ЛРК в горизонте L, запасы золь ЛРК, доля золь ЛРК в общих запасах золь горизонта L, зольность горизонта L, доля ферментативных и гумифицированных подстилок среди изученных в фитоценозе или компоненте тессеры) показывают, что выделяются две группы: подстилки хвойных и лиственных насаждений. Подстилки хвойных городских и природных насаждений объединены в одну группу, в пределах которой наблюдаются некоторые различия между подстилками городских и природных фитоценозов. Исключением являются подстилки в межкрупных пространствах городских насаждений, представленные деструктивным типом, как и подстилки лиственных пород. Для подстилок лиственных насаждений разделения по расположению в городских условиях или Подмоскowie, а также по принадлежности к дереву-эдификатору не отмечено.

ВЫВОДЫ

1. Особенности городских древесных насаждений являются упрощенная вертикальная структура и наличие в живом напочвенном покрове, как результат комплексного антропогенного воздействия, луговых и сорно-рудеральных видов, не свойственных естественным фитоценозам аналогичного состава. Упрощение вертикальной структуры фитоценозов ведет к увеличению открытых пространств, что в свою очередь способствует увеличению межбиогеоценозного взаимодействия, которое проявляется в виде активного обмена растительным опадом в системе соседствующих биогеоценозов.

2. Установлены две группы подстилок, распространенных в хвойных и лиственных насаждениях. Для последних обнаруживается максимальная скорость оборота органического вещества и зольных элементов, установленная на основе показателей, отражающих специфику их функционирования – общие запасы подстилки, запасы и доля детрита в горизонте L, запасы и доля ЛРК в горизонте L, отношение запасов горизонта L к сумме запасов нижележащих горизонтов, зольность горизонта L, запасы золь ЛРК и доля золь этих компонентов в общем запасе золь горизонта L – что характерно и для природных территорий.

3. Подстилки хвойных насаждений отличаются повышенным депонированием углерода и зольных элементов, что выражается в их мощности, сложном строении и запасах. В городских условиях основные характеристики подстилок хвойных экосистем, в отличие от лиственных, закономерно и значительно изменяются, реагируя на урбанизацию, что позволяет рассматривать их в качестве индикаторов состояния экосистем мегаполиса.

4. В городских условиях повышенная зольность подстилок как хвойных, так и лиственных насаждений отражает значительное участие механической миграции твердых частиц различного происхождения – минеральные частицы поступают в подстилку как в процессе рекреации, так и с опадом, который поглощает пылевые частицы из атмосферы.

5. Городские парковые насаждения отличаются относительно повышенной интенсивностью биологического круговорота. Емкость круговорота, частично сниженная за счет упрощения структуры фитоценоза, связанного с сокращением ярусов подроста и подлеска, компенсируется включением в круговорот веществ пылевых частиц антропогенного происхождения. Последние могут вовлекаться в процессы почвообразования.

6. На основе анализа показателей биологического круговорота, связанных с лесной подстилкой, установлено, что в условиях города интенсивность биогенной миграции больше, чем в природных экосистемах, что необходимо учитывать при разработке прогноза развития озелененных территорий и планирования охранных мероприятий природной компоненты города.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственного задания НИР № 121040800321-4 “Индикаторы трансформации биогеохимических циклов биогенных элементов в природных и антропогенных экосистемах” и Программы развития Междисциплинарной научно-образовательной школы МГУ им. М.В. Ломоносова “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Базилевич Н.И., Титлянова А.А.* Биотический круговорот на пяти континентах: азот и зольные элементы в природных наземных экосистемах. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2008. 376 с.
2. *Бганцова В.А., Бганцов В.Н., Соколов Л.А.* Влияние рекреационного лесопользования на почву // Природные аспекты рекреационного использования леса. М.: Наука, 1987. С. 71–85.
3. *Богатырев Л.Г.* О классификации лесных подстилок // Почвоведение. 1990. № 3. С. 118–127.
4. *Богатырев Л.Г., Телеснина В.М., Семенюк О.В., Бенедиктова А.И.* Динамика морфологии и химических свойств лесной подстилки в ходе естественного постагрогенного лесовосстановления и ее отражение напочвенным покровом // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2020. № 3. С. 3–11.
5. Влияние рекреации на лесные экосистемы и их компоненты. М., 2004. 288 с.
6. *Горбунов А.С., Цветков П.А.* Естественное возобновление в рекреационных сосняках зеленой зоны г. Красноярск // Хвойные бореальной зоны. 2009. № 2. С. 244–248.
7. *Дробышев Ю.И.* Устойчивость рекреационных лесных фитоценозов в связи с их структурными особенностями. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2000. 17 с.
8. *Жидков А.Н.* Трансформации ландшафта и почв Битцевского лесопарка // Вестник МГУЛ – Лесной вестник. 2016. № 5. С. 117–121.
9. *Земсков Ф.И.* Детритогенез в условиях лесных биогеоценозов урбанизированных территорий. Автореферат дис. ... канд. биол. наук. М., 2021. 25 с.
10. *Кавеленова Л.М., Здетовский А.Г., Огневенко А.Я.* К специфике содержания зольных веществ в листьях древесных растений в городской среде в условиях лесостепи (на примере Самары) // Химия растительного сырья. 2001. № 3. С. 85–90.
11. *Каплан Б.М., Полякова Г.А.* Сныть обыкновенная в парковых насаждениях // Лесное хозяйство. 1998. № 4. С. 31–32.
12. *Киселева В.В., Ломов В.Д., Обьденников В.И., Титов А.П.* История развития и современное состояние сосняков Алексеевской Роши // Лесоведение. 2010. № 3. С. 42–52.
13. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004.
14. *Кузнецов В.А.* Почвы и растительность парково-рекреационных ландшафтов Москвы. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2015. С. 1–26.
15. *Лазарева И.П., Морозова Р.М.* Особенности рекреационной деградации почв в Карелии. Науч. Докл. АН СССР. Карел. фил. ин-та леса. Петрозаводск, 1987. 24 с.
16. *Лысыков А.Б., Судницына Т.Н.* // Влияние рекреации на почву лиственных насаждений Серебряноборского опытного лесничества // Лесоведение. 2008. № 3. С. 47–56.
17. *Марфенина О.Е., Жевелева Е.М., Офицерова О.В., Розина М.С., Зарифова З.А.* Влияние нормированных рекреационных нагрузок на свойства бурых лесных почв // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 1984. № 3. С. 52–58.
18. *Мозолевская Е.Г.* Факторы нарушения устойчивости лесов Москвы и ближнего Подмосковья и их значение // Влияние рекреации на лесные экосистемы и их компоненты. РАН. ОБН. Институт лесоведения. М., 2004. С. 4–37.
19. *Ниценко А.А.* Об изучении экологической структуры растительного покрова // Ботанический журн. 1969. Т. 54. № 7. С. 1002–1013.
20. *Полякова Г.А.* Флора и растительность старых парков Подмосковья М.: Наука, 1992. 224 с.
21. *Родин Л.Е., Базилевич Н.И.* Динамика органического вещества и биологический круговорот азота и зольных элементов в основных типах растительности земного шара. М.–Л.: Наука, 1965. 265 с.
22. *Рысин Л.П.* Рекреационное лесопользование; научные и практические аспекты // Лесобиологические исследования на северо-западе таежной зоны России: итоги и перспективы. Мат-лы науч. конф. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. С. 83–94.
23. *Рысин Л.П., Абагуров А.В., Савельева Л.И., Меланхолин П.Н., Полякова Г.А., Рысин С.Л.* Динамика и устойчивость рекреационных лесов. М.: Т-во научных изданий КМК, 2006. 165 с.
24. *Савенко В.С.* Геохимические аспекты устойчивого развития. М.: ГЕОС, 2003. 179 с.
25. *Самсонова С.Ю.* Рельеф в управлении особо охраняемыми природными территориями г. Москвы. Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М., 2013. 24 с.
26. *Сапожников А.П.* Лесная подстилка – номенклатура, классификация, индексация // Почвоведение. 1984. № 5. С. 96–105.
27. *Семенюк О.В., Богатырев Л.Г., Ваганова М.А.* Характеристика подстилок парковых насаждений исторических ландшафтов на примере музея-усадьбы “Архангельское” // Бюл. Москов. о-ва испытателей природы. Отд. Биол. 2017. Т. 122. Вып. 5. С. 37–49.
28. *Семенюк О.В., Ваганова М.А.* Характеристика растительного покрова как важнейшая составляющая комплексных почвенно-экологических исследований исторических парков // Бюл. Моск. о-ва испытателей природы. 2016. Т. 121. Вып. 4. С. 32–42.
29. *Семенюк О.В., Телеснина В.М., Богатырев Л.Г., Бенедиктова А.И.* О возможности использования особенностей структурно-функциональной организации подстилок для оценки интенсивности круговорота в городских насаждениях (на примере Москвы) // Почвоведение. 2021. № 5. Р. 592–605. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21050178>
30. *Семенюк О.В., Телеснина В.М., Богатырев Л.Г., Бенедиктова А.И.* Оценка влияния ухода за городскими насаждениями на свойства подстилок в услови-

- ях мегаполиса // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2021. № 2. С. 3–10.
31. *Телеснина В.М., Семенюк О.В., Богатырев Л.Г.* Свойства лесных подстилок во взаимосвязи с напочвенным покровом в лесных экосистемах подмосковья (на примере УОПЭЦ “Чашниково”) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2017. № 4 С. 11–20.
 32. *Телеснина В.М., Семенюк О.В., Богатырев Л.Г., Бенедиктова А.И.* Особенности напочвенного покрова и лесных подстилок в искусственных липовых насаждениях в зависимости от характера ухода // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2018. № 2. С. 3–11.
 33. *Тутлянова А.А., Шибарева С.В.* Подстилки в лесных и травяных экосистемах. Новосибирск: Изд-во Сиб. отд. РАН, 2012. 134 с.
 34. *Чертов О.Г.* Экология лесных земель. Л.: Наука, 1981. 192 с.
 35. Экология города. М.: Научный мир, 2004. 624 с.
 36. Ясенево: История и современность, 1997. 144 с.
 37. *Vae J., Ryu Y.* High soil organic carbon stocks under impervious surfaces contributed by urban deep cultural layers. // *Landscape and Urban Planning*. 2020. V. 204. P. 938–953.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103953>
 38. *Bavec Š., Gosar M., Biester H., Grčman H.* Geochemical investigation of mercury and other elements in urban soil of Idrija (Slovenia) // *J. Geochem. Explorat.* 2015. V. 154. P. 213–223.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.10.011>
 39. *Beroigui M., Naylo A., Walczak M. et al.* Physicochemical and microbial properties of urban park soils of the cities of Marrakech, Morocco and Toruń, Poland: Human health risk assessment of fecal coliforms and trace elements // *Catena*. 2020. V. 194. P. 673–677.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104673>
 40. *Curiel J., Yuste D.D., Flores-Rentería D., García-Angulo D., Heres A.M., García-Angul C., Petritan M., Petritan I.C.* Cascading effect associated with climate-change-induced conifer mortality in mountain temperate forests result in hot-spots of soil CO₂ emissions // *Soil Biol. Biochem.* 2019. V. 133. P. 50–59.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.02.017>
 41. *Dehbandi R., Aftabi A.* Geochemical provenance of soils in Kerman urban areas, Iran: Implications for the influx of aeolian dust // *Aeolian Res.* 2016. V. 21. P. 109–123.
<https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2016.04.004>
 42. *Huang R., Lan T., Song X., Juan Li J.* Soil labile organic carbon impacts C:N:P stoichiometry in urban park green spaces depending on vegetation types and time after planting // *Appl. Soil Ecol.* 2021. V. 163. P. 926–958.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.103926>
 43. *Kaushal S.S., Wood K.L., Galella J.G. et al.* Making ‘chemical cocktails’ – Evolution of urban geochemical processes across the periodic table of elements // *Appl. Geochem.* 2020. V. 119. № 3.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104632>
 44. *Killham K.* Soil Ecology. Cambridge University Press, Cambridge. 1994. 242 p.
 45. *Kuznetsov V.A., Ryzhova I.M., Stoma G.V.* Transformation of forest ecosystems in Moscow megapolis under recreation impacts // *Eurasian Soil Science*. 2019. V. 52. № 5. P. 584–592.
<https://doi.org/10.1134/S1064229319050065>
 46. *Liddle M.* Recreation Ecology: The Ecological Impact of Outdoor Recreation and Ecotourism. London: Chapman Hall, 1997. 639 p.
 47. *Liu Q., Yin R., Scheu S.* Nitrogen addition and plant functional type independently modify soil mesofauna effects on litter decomposition // *Soil Biol. Biochem.* 2021. V. 157. P. 76–81.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108340>
 48. *Liu R., Wang D.* C:N:P stoichiometric characteristics and seasonal dynamics of leaf-root-litter-soil in plantations on the loess plateau // *Ecol. Indic.* 2021. V. 127(1). P. 107772.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107772>
 49. *Lu Ch., Kotze D.J., Setälä H.M.* Evergreen trees stimulate carbon accumulation in urban soils via high root production and slow litter decomposition // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 774. P. 129–145.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145129>
 50. *Melliger R.L., Rusterholz H.P., Baur B.* Ecosystem functioning in cities: Combined effects of urbanisation and forest size on early-stage leaf litter decomposition of European beech (*Fagussylvatica* L.) // *Urban Forestry Urban Greening*. 2017. V. 28. P. 88–96.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.009>
 51. *Pecina V., Brtnický M., Baltazár T. et al.* Human health and ecological risk assessment of trace elements in urban soils of 101 cities in China: A meta-analysis // *Chemosphere*. 2021. V. 267. P. 129–215.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129215>
 52. *Seco Pon J.P., Becherucci M.E.* Spatial and temporal variations of urban litter in Mar del Plata, the major coastal city of Argentina // *Waste Management*. 2012. V. 32. № 2. P. 343–348.
 53. *Semenyuk O.V., Telesnina V.M., Bogatyrev L.G., Benediktova A.I., Kuznetsova Ya.D.* Assessment of intra-biogeocenotic variability of forest litters and dwarfshrub-herbaceous vegetation in spruce sand // *Eurasian Soil Science*. 2020. V. 53. № 1. P. 31–43.
<https://doi.org/10.1134/S1064229320010135>
 54. *Tang J., Wang W., Feng J. et al.* Urban green infrastructure features influence the type and chemical composition of soil dissolved organic matter // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 764. P. 144–240.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144240>
 55. *Trifonova T.A., Zabelina O.N.* Changes in the biological activity of heavy-metal- and oil-polluted soils in urban recreation territories // *Eurasian Soil Science*. 2017. № 4. P. 483–490.
<https://doi.org/10.1134/S1064229317040147>
 56. *Wang W., Hu K., Tao J.* Mechanical fragmentation of leaf litter by fine root growth contributes greatly to the early decomposition of leaf litter // *Global Ecology and Conservation*. 2021. V. 26. P. 456–464.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01456>
 57. *Xu D., Gao B., Song S., Peng W.* Release risk assessment of trace metals in urban soils using in-situ DGT and DIFS model // *Sci. Total Environ.* 2019. V. 694. P. 624–653.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133624>

Biological Cycling in Urban Stands (Bytsevsky Les Protected Area)

O. V. Semenyuk¹, *, V. M. Telesnina¹, L. G. Bogatyrev¹, and Ph. I. Zemskov¹

¹ *Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

**e-mail: olgatour@rambler.ru*

The features of the forest litter in Bytsevsky Park stands of spruce, birch and linden were studied. Urban Park plantings are characterized by a relatively increased intensity of the biological cycle, as indicated by such indicators as total reserves, reserves and the proportion of detritus and easily decomposable components, reserves and the proportion of ash of easily decomposable components in the L horizon. In urban conditions, the litters of coniferous plantations are characterized by a simplified structure, low power (no more than 4–5 cm) and increased ash content of individual components (15 and more than 10%), which reflects the significant participation of mechanical migration of solid particles of various origin. According to most characteristics, the litter of deciduous urban plantations does not differ as significantly from similar natural ones as the litter of coniferous plantations, therefore, it is the litter of spruce forests that can serve as some indicator of anthropogenic impact on urban ecosystems.

Keywords: litters, biological cycling, urban stands, Albic Retisols

**ГЕНЕЗИС
И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ**

УДК 631.48

**БОЛЬШОЙ БОЛДЫРЕВСКИЙ КУРГАН РАННЕГО БРОНЗОВОГО ВЕКА
В ЮЖНОМ ПРИУРАЛЬЕ: КУРГАННЫЕ КОНСТРУКЦИИ,
ПАЛЕОПОЧВЫ, РЕКОНСТРУКЦИИ ПАЛЕОКЛИМАТА**© 2022 г. А. Э. Сверчкова^{а, *}, О. С. Хохлова^а, Н. Л. Моргунова^б, Т. Н. Мякшина^а^аИнститут физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,
ул. Институтская, 2, Московская область, Пушино, 142290 Россия^бОренбургский государственный педагогический университет, ул. Советская, 19, Оренбург, 460000 Россия*e-mail: acha3107@gmail.com

Поступила в редакцию 14.12.2021 г.

После доработки 18.01.2022 г.

Принята к публикации 21.01.2022 г.

Изучен хроноряд палеопочв, погребенных под разновозрастными конструкциями кургана I курганного могильника Болдырево IV в Оренбургской области. Курган сооружен представителями ямной культуры в конце репинского этапа—начале развитого этапа А (около 5500 л. н.). В нем выявлено 4 конструкции, сооруженные последовательно. По археологическим данным курган построен за несколько десятилетий, радиоуглеродное датирование показало интервал в 300 лет. За это время изменился морфологический облик и физико-химические свойства почв: усилилась языковатость нижней границы гумусового горизонта, увеличилась степень изрытости профиля землероями, произошло уменьшение содержания органического вещества, а содержание карбонатов, гипса, обменного натрия в составе обменных оснований и величина магнитной восприимчивости увеличилось. Направленность изменения морфологических свойств, а также содержания органического углерода, карбонатов, магнитной восприимчивости в материалах курганных конструкций, от ранней к поздней, коррелирует с таковой для погребенных под ними почв. Исследования позволяют предположить, что рассматриваемый интервал, как и весь предшествующий репинский этап ямной культуры, характеризовался как более аридный, чем современный. На основе микроморфологического анализа и исследования физико-химических свойств материалов курганных конструкций выявлены технико-технологические приемы, примененные древними строителями для их сооружения.

Ключевые слова: погребенные почвы, микроморфология, коротковременной педохроноряд, палеоклиматические реконструкции

DOI: 10.31857/S0032180X22060132

ВВЕДЕНИЕ

Археологические памятники степных районов, в частности, курганные сооружения, являются уникальным природным архивом, сохраняющим информацию обо всех этапах, стадиях или фазах развития природной среды. Почвы, погребенные под курганами, изолированы от внешнего влияния со времени их захоронения, поэтому являются объектом исследования реконструкции состояния и изменений различных компонентов природной среды перед погребением, в частности климата, растительности и рельефа [12, 14, 15, 18, 25–27]. Наиболее редкими являются курганы раннего бронзового века: финал атлантического и рубеж атлантического и суббореального периодов голоцена [16, 17, 19, 24]. Многие курганы не сохранились до настоящего времени или уничтожаются в связи с развитием инфраструктуры и

применением разрушающих методов в сельском хозяйстве. Поэтому важно использовать методы разных наук при изучении раскапывающихся курганов для извлечения как можно более полной информации не только о культурно-историческом, но и о природном фоне их создания.

Палеопочвы в своих свойствах сохраняют “память” об условиях и процессах формирования. Наиболее информативными для палеоэкологических реконструкций свойствами в почвах степной зоны являются общее строение вертикального профиля, особенности отдельных генетических горизонтов и элементов морфологического строения (например, характер новообразований), цвет, трещинная сеть, гумусовый, карбонатный и солевой профили, признаки биологической активности, а также более частные признаки, например, солонцеватость или ксероморфизм. При рассмотрении признаков в совокупности их информативность

возрастает. Кроме набора признаков, стоит отметить, что точность палеоклиматических реконструкций зависит от длительности консервации почвы [4].

Когда для изучения предлагается большой курган, имеющий несколько разновременных конструкций, построенных за период не более нескольких десятков лет, используют метод коротковременных педохронорядов, предполагающий изучение палеопочв под всеми конструкциями кургана и позволяющий четко определить направленность изменений свойств почв, а также провести палеоклиматические реконструкции на пределе временного разрешения, то есть максимально достижимой временной детализации отражения почвенными свойствами колебаний климата [22]. Изучение почв, погребенных под разновременными конструкциями в одном кургане, имеет преимущества, а именно, идентичные топо-литологические условия для всех почв хроноряда и точное знание хронологии их погребения: раньше погребены палеопочвы в центре кургана и позже – на его периферии.

Цель работы – реконструкция изменений палеоэкологических условий на основе изучения свойств почв коротковременного хроноряда, погребенных под разновременными конструкциями в большом Болдыревском кургане.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Физико-географическая характеристика. Объект исследования – курган 1 в курганном могильнике (КМ) Болдырево IV, расположенный у с. Болдырево в Ташлинском районе Оренбургской области (51°37'40.63" N, 52°42'28.52" E) (рис. 1а). Охранные раскопки кургана 1 проведены в 2019 г. под руководством докт. ист. н. профессора Н.Л. Моргуновой сотрудниками археологической лаборатории Оренбургского педагогического университета. Курган включал в себя 4 разновременные конструкции, которые по оценкам археологов были сооружены в короткий (несколько десятилетий) временной интервал, поскольку погребения были совершены по единому и очень сходному обряду. Высота кургана составляла более 4.2 м, а диаметр около 60 м – курганы такого плана уникальны для данного региона.

Изученный КМ расположен на первой террасе р. Иртек – правый приток р. Урал. Рельеф участка могильника – пологоволнистый, преобладающие абсолютные высоты составляют 100 м. Почвообразующими породами на первой террасе р. Иртек, где располагался КМ, служат супесчано-песчаные, аллювиальные и террасовые отложения. Основу современного почвенного покрова изученной территории составляют черноземы обыкновенные (Eutric Arenosols (Protocalcic, Humic));

черноземы на супесчано-песчаных отложениях на почвенной карте Оренбургской области [10] в этом районе названы черноземами обыкновенными террасовыми (Eutric Arenosols (Protocalcic, Humic)).

Климат района наиболее жаркий и засушливый в черноземно-степной полосе Оренбуржья. Средняя температура января –15°С, июля +22°С, среднегодовая норма осадков около 350 мм, испаряемость превышает количество осадков в 1.5 раза. Растительность нераспаханных участков данной территории – типчаково-ковыльная степь, но исследуемый участок сплошь был распахан и к моменту работы находился в залежном состоянии около 25 лет, на нем произрастала в основном сорная растительность.

В ходе исследования изучали земляные конструкции кургана и погребенные под ними почвы, а также обмазку вокруг основного погребения в кургане и фоновые современные почвы.

Почвенные разрезы. Разрез Бл1п-19 был заложен под первой курганной конструкцией около центральной бровки, западный фас в 10 м к югу от центра (рис. 1б–1д). Высота перекрывающей толщи в месте заложения разреза составляла 2.5 м. Вдоль западной бровки, восточный фас, где эта срезка была наиболее хорошо видна, заложили 3 разреза: Бл2п-19 (21–24 м к югу от центра, под четвертой конструкцией), Бл3п-19 (13–14 м к северу от центра под третьей конструкцией – основное погребение) и Бл4п-19 (10–12 м к югу, под второй конструкцией) (рис. 1б, 1е). Стоит отметить, что в разрезе Бл3п-19 погребенная почва срезана на 15 см, Бл4п-19 – на 25 см, а разрезы Бл2п-19 и Бл5п-19 заложены под несрезанной поверхностью погребенной почвы. Глубина срезки профилей определялась по общей мощности окрашенной гумусом толщи и по наличию обмазки по поверхности срезанной погребенной почвы, которая как бы фиксировала срезку. Разрез фоновой почвы, Бл6ф-19, заложили на залежи в 50 м к юго-западу от края кургана.

В ходе раскопок проводили геоархеологическое изучение кургана, которое включало в себя полевое морфологическое описание почвенных профилей и земляных конструкций, цвет горизонтов определяли по шкале Манселла, индексы почвенных горизонтов приведены по WRB-2014 [20], а почвы классифицированы по Классификации почв СССР [6], Классификации и диагностике почв России [5] и по WRB-2014. Образцы отобрали в каждом изученном почвенном разрезе с глубины 0–110 см через 10 см, далее до глубины 170 см – через 20 см; из основных курганных конструкций с повторностями ($n = 3$).

Методы. В лаборатории образцы высушивали, растирали и пропускали через сито 1 мм для общих химических анализов и 0.25 мм – для определения

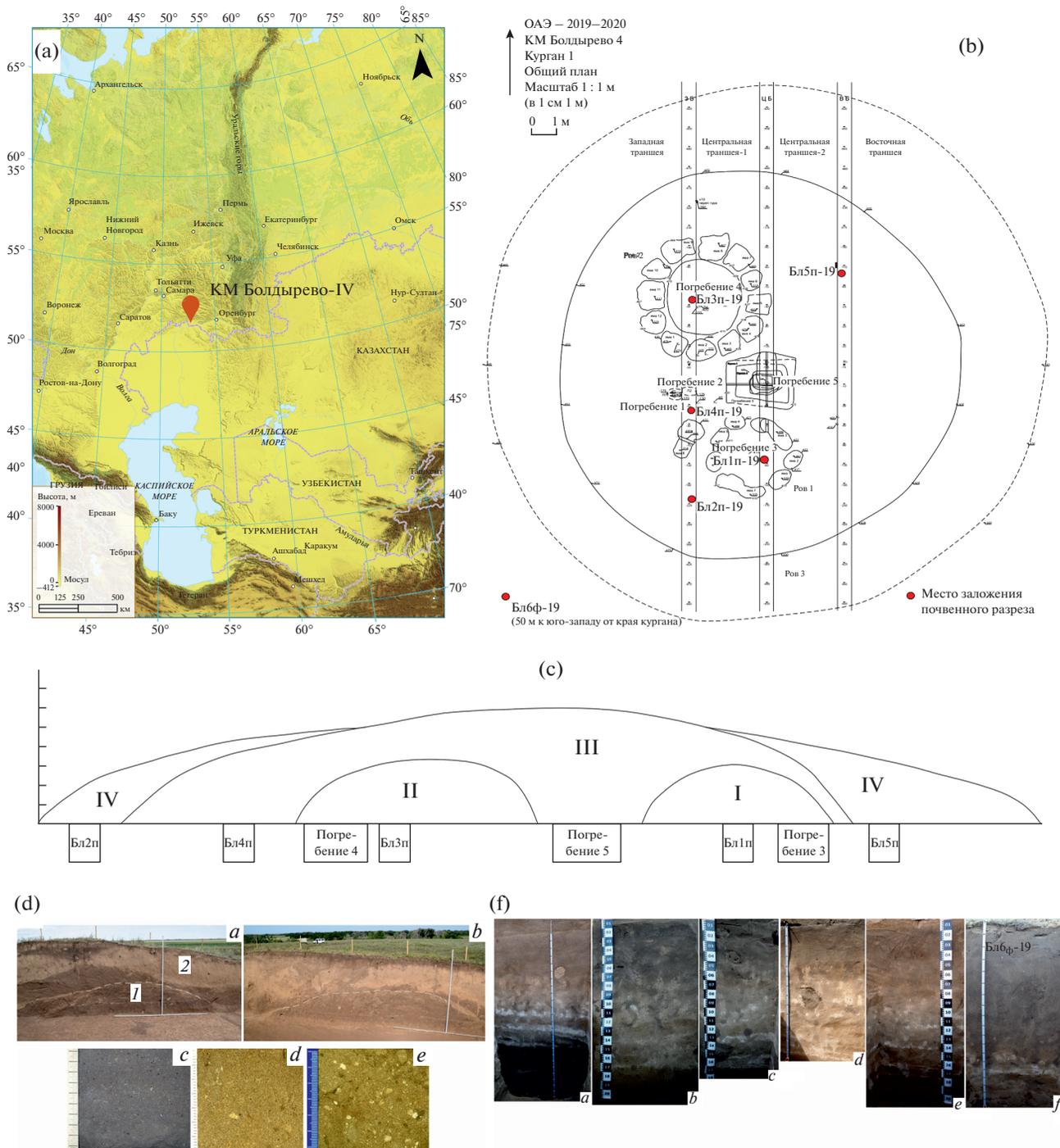


Рис. 1. Местоположение КМ IV Болдырево на карте (а); схема кургана 1, расположение погребений и разрезов погребенных почв (б); условная схема расположения курганных конструкций, погребений и погребенных почв на одной бровке (с); вид конструкций в Болдыревском кургане: первой в центральной бровке западный фас (а) и второй в западной бровке восточный фас (б) и макросъемка материала конструкций: темного из первой курганной конструкции (с); желто-палевого из третьей курганной конструкции (d); желто-палевого со сравнительно крупными белесыми пятнами (е) из четвертой курганной конструкции (d); фото разрезов Бл1п-19 (а); Бл2п-19 (b); Бл3п-19 (с); Бл4п-19 (d); Бл5п-19 (е); Блбф-19 (f) (е). Белые пунктирные линии показывают верхние границы первой и второй конструкций соответственно; места отбора темного (1) и желто-палевого (2) материала.

органического углерода и магнитной восприимчивости. Определяли содержание органического углерода ($C_{\text{орг}}$) – методом Тюрина в модификации Антоновой с соавт. [8], при этом содержание выделившегося при окислении CO_2 определяли на хроматографе; CO_2 карбонатов – манометрически по разнице давлений в контроле и образце в герметичных сосудах с резиновыми пробками, в которых образцы реагировали с 10%-ной соляной кислотой, результаты пересчитывали на С ($C_{\text{карб}}$) [3]; $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ – при соотношении вода : почва 2.5 : 1; гигроскопическую влагу; потери при прокаливании (ППП) – нагрев образца до 900°C в течение 1 ч, SO_4 гипса – весовым методом; Ca^{2+} и Mg^{2+} были определены по Шмуку [3], K^+ и Na^+ – методом Шолленбергера (вытеснение катионов раствором ацетата аммония), с последующим определением K^+ и Na^+ пламенно-фотометрическим методом, а Ca^{2+} и Mg^{2+} – комплексонометрически [1]; гранулометрический состав – методом пипетки с использованием пирофосфата натрия для диспергирования, фракции рассчитаны на абсолютно сухую навеску с учетом определения гигроскопической влаги [2]. Измерения магнитной восприимчивости (МВ) проводили в лабораторных условиях с помощью прибора Kappabridge KLY-2 в Центре коллективного пользования ИФХиБПП РАН, г. Пущино. Для обработки результатов исследований и построения графиков использовали программы Microsoft Excel, Corel-Draw.

Отобранные монолиты из курганных конструкций в лаборатории фотографировали в режиме макросъемки и описывали под биноклем (мезоморфологический анализ). Из образцов карбонатных горизонтов погребенных почв (горизонт ВкВ разрезы Бл1п-19, Бл2п-19) и современной почвы (разрез Блбф-19) отобрали микромонолиты, из них готовили шлифы. Микроморфологический анализ шлифов и фотографирование проводили на микроскопе AxioScore A1 Carl Zeiss (Германия) в ЦКП ИФХиБПП РАН.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Конструкция кургана. Курган 1 был наиболее высоким в КМ Болдырево IV и состоял из четырех конструкций. Высота первой и второй конструкций в центральной и западной бровках составляла около 1.0–1.2 м, диаметр – 9.0–9.5 м соответственно. Третья конструкция полностью перекрывала первую и вторую, высота ее вместе с четвертой конструкцией, границы которой установлены приблизительно, в самом высоком месте достигала 3.2–3.5 м при диаметре около 60 м. Первая, вторая и третья конструкции были сооружены для погребенных под ними людей и четко отбивались ровиками, которые не всегда име-

ли вид кольца в плане, иногда это были серии ям, лежащих по кругу у подножия кургана (рис. 1б). Четвертая конструкция, возможно, была сооружена не как погребальная, а для подновления и ремонта уже стоявшего кургана (рис. 1с), который начал разрушаться или сильно оплыл за короткое время, чему способствовал легкий (супесчаный) состав слагающих его грунтов. И хотя границы четвертой конструкции четко не читались в бровках, их можно было отследить по укрупнению и увеличению количества карбонатов (белых пятен) в материале на периферии кургана по сравнению с таковым в центре.

Под первой и второй конструкциями в кургане археологами обнаружены погребения младенцев. Погребения не содержали инвентаря и отнесены к ямной культуре по обряду. Первый невысокий курган, который мы называем первой конструкцией, был сооружен на непотревоженной почве над погребением младенца (погребение 3 или П3) (рис. 1б, 1с). Перед совершением других погребений была сделана площадка, обозначенная срезкой гумусового горизонта на 10–15 см в среднем, в самом центре – до 25 см. Вся срезанная поверхность была обмазана сизовато-белесой глиной с ржавыми пятнами и включениями остатков растений, которые к настоящему моменту сохранились в виде тлена. Под срезкой были совершены два погребения: младенца (П4), а над ним сооружена вторая конструкция высотой примерно 1 м, и основное погребение для взрослого человека (П5), над которым была создана уже более высокая и протяженная третья конструкция, перекрывающая первую и вторую и вышедшая за их пределы. Первая и вторая конструкции выделялась в бровках Болдыревского кургана серо-коричневым цветом, а верх был укреплен тонкой (не более 10 см) неравномерной по толщине желто-палевой обмазкой (рис. 1д). По цвету коричневый материал в первой и второй курганных конструкциях и гумусовый горизонт погребенной почвы были идентичны. Хотя при детальном мезоморфологическом рассмотрении в материале первой конструкции также читались мелкие пятна – более темные и более светлые, чем фон.

Основой для строительства третьей конструкции послужил материал из глубоких горизонтов почвы (AhВк и Вк). Также прослеживается использование материала из гумусового горизонта непосредственно над первой и второй конструкциями (рис. 1д фото *a, b* верх). Конструкция имела желтовато-палевый цвет, в ее материале довольно равномерно встречались пятна прогумусированные – серые или коричневые, а также окарбоначенные – желтовато-белые, белесые (рис. 1д фото *d*).

Четвертая конструкция по цвету была идентичной с третьей конструкцией, но при этом в ней желтовато-белые и белесые пятна карбонатов

были заметно более крупными и встречались чаще, хотя серые и коричневые пятна тоже присутствовали (рис. 1d фото e).

Радиоуглеродные даты получены по пяти образцам, отобраным из П4 (самое раннее по археологическим данным), П3 и П5 (последнее — самое позднее по стратиграфии) в радиоуглеродных лабораториях Института географии РАН и Санкт-Петербургского ГПУ им. Герцена. Даты показывают значительный разброс и в большинстве явно находятся в противоречии с данными археологической стратиграфии и палеопочвоведения. Из всех полученных радиоуглеродным методом дат наиболее приемлемой может считаться значение для П4, полученное по кости человека 4690 ± 25 BP, 3439–3378 лет cal BC (IGAN-8682, AMC). Они дают возможность отнести это погребение к концу репинского этапа ямной культуры. А также дата для П5 по фрагменту органической подстилки 4300 ± 70 BP, 3025–2873 лет cal BC (SPb_3386), позволяющая отнести это погребение к началу развитого этапа А ямной культуры [23]¹.

Микроморфологический анализ материала земляных конструкций позволяет выявить сходство и различия (рис. 2a–2l). Для тонкодисперсной массы (ТДМ) всех конструкций характерен кристаллитово-изотропный тип оптической ориентации с преимущественным свечением силикатного материала при скрещенных николях (XPL). Повсеместно в большей или меньшей степени отмечается вокругскелетная ориентировка железисто-глинистого материала. При строительстве всех конструкций использовался речной ил, что подтверждается наличием речных раковин (рис. 2a–2c), а также встречается антропогенный материал — угли, кости.

Первая и вторая конструкции схожи по цвету, как между собой, так и с гумусовым горизонтом погребенной почвы. Но в отличие от почв здесь в большей степени отмечена вокругскелетная ориентировка железисто-глинистой ТДМ, то есть материал трамбовали в сыром виде, либо выдерживали в воде [13].

Третья конструкция имела желтовато-палевый цвет и была создана в основном из материала более глубоких горизонтов почвы AhVk и Vk (преобладающая часть). В третьей конструкции ТДМ окарбонирован и встречаются скрытокристаллические нодулы (рис. 2e). Следы очень слабого и грубого перемешивания материала отмечаются в

микроразонах с обогащением органо-железисто-глинистым материалом (рис. 2d, 2f). Во всех трех первых конструкциях слабо заметны следы замеса, что может быть связано с относительно крупным размером минеральных зерен (супесчаный гранулометрический состав) и слабой окарбонированностью строительного материала.

Напротив, четвертая конструкция отличается хорошо заметными уплотненными фрагментами ТДМ, которые сильно окарбонированы (рис. 2g–2i). Карбонатные аккумуляции представлены в основном в виде пропитки (impregnation), реже встречаются пленки (coatings) и нодулы (nodules). Также здесь четко отмечены следы перемешивания материала, а цементирующим агентом выступает карбонатное вещество. При этом хорошо заметны пятна ожелезнения в ТДМ и вокругскелетная ориентировка глинисто-железистого материала (рис. 2h).

Очень ярко отличается морфология обмазки вокруг центрального пятого погребения. Обмазка состоит из ожелезненного ТДМ, имеющего явные признаки перемешивания (рис. 2j), иногда чередующегося с карбонатным ТДМ, видны различные включения — растительные остатки, углистая пыль, раковины (рис. 2l). Четко видна слоистость обмазки — чередование слоев осветленных растительных тканей с сохранившимся клеточным строением со слоями из тонко- и грубодисперсного, иногда карбонатного минерального материала (рис. 2k).

Физико-химические свойства материалов конструкций указывают на то, что первая—четвертая конструкции и обмазка подрезанной площадки имеют существенные различия. Гранулометрический состав четырех конструкций характеризуется как супесчаный, а обмазки вокруг основного погребения как среднесуглинистый, близкий к тяжелосуглинистому (табл. 1). Серо-коричневый материал из первой и второй конструкций, взятый предположительно из гумусового горизонта погребенной почвы, имеет более высокие величины $S_{\text{орг}}$ и МВ и меньшие — $S_{\text{карб}}$, ППП, pH_{H_2O} по сравнению с материалами третьей и четвертой конструкций. В четвертой конструкции содержания $S_{\text{карб}}$, ППП, pH_{H_2O} наибольшие среди остальных конструкций, что коррелирует с морфологическими наблюдениями и физико-химическими свойствами погребенных почв, которые будут рассмотрены ниже. Обмазка выделяется на порядок повышенными значениями $S_{\text{орг}}$, $S_{\text{карб}}$ и ППП, более высокими величинами pH_{H_2O} , и самой низкой величиной МВ. Поскольку из обмазки перед анализом все речные раковины были удалены вручную, столь высокое содержание $S_{\text{карб}}$ склоняет к мысли, что в смесь для обмазки мог быть добавлен измельченный карбонатный материал (например, толченые известняки или раковины).

¹ Данные значения в большей степени соответствуют результатам палеопочвенных исследований, а также археологическим заключениям. Однако они нуждаются в проверке, так как в сумме полученные датировки противоречивы. По нашим данным интервал ¹⁴C-дат для представительной выборки из поселений и погребений репинского времени в Южном Приуралье дает значения 3900–3200 лет cal BC, а начало развитого этапа А приходится на время 3300–3200 лет cal BC [23].

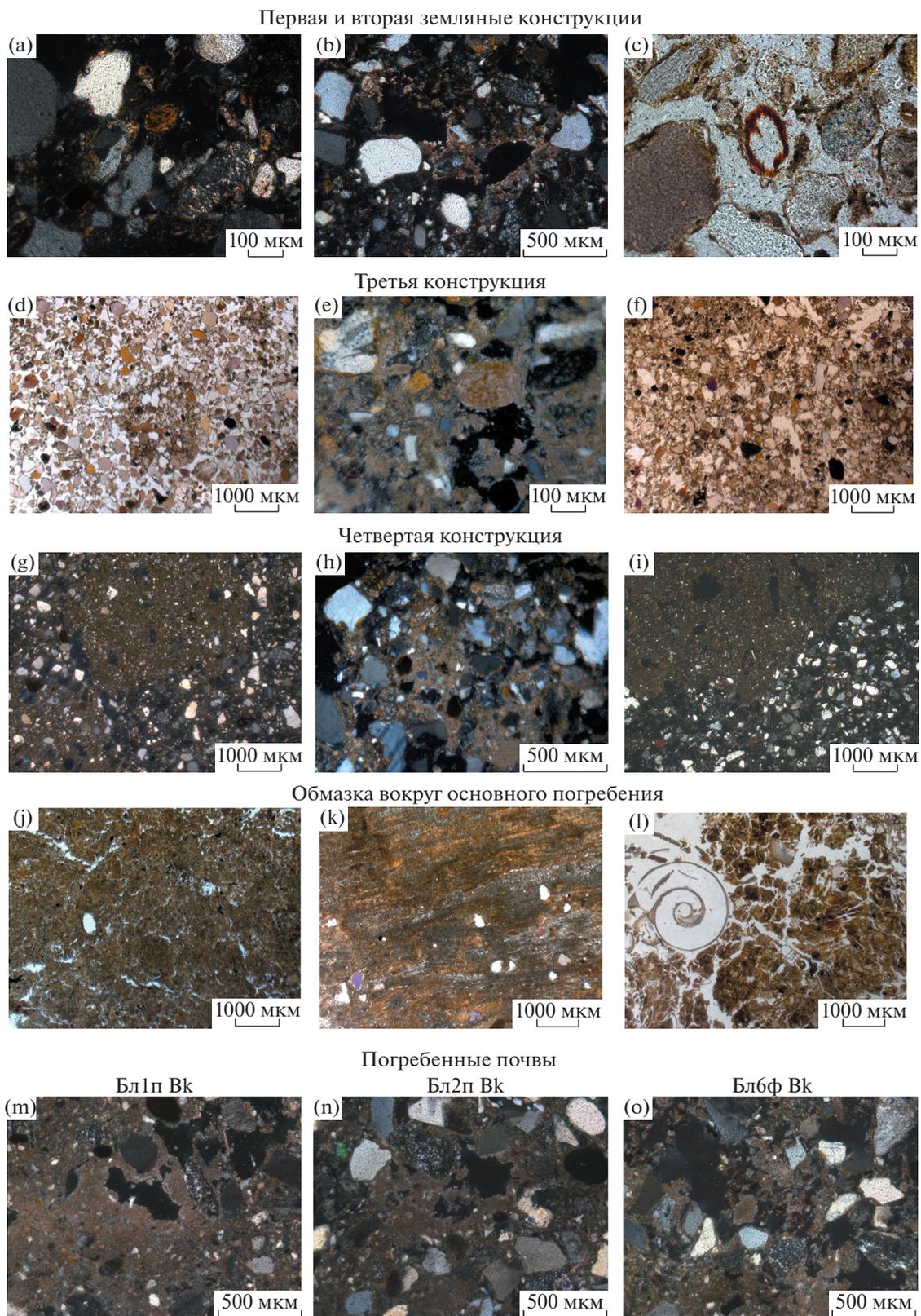


Рис. 2. Микроморфологическое строение материалов из курганных конструкций: 1 и 2 (а–с); 3 (d–f); 4 (g–i); обмазка вокруг основного погребения (j–l) и горизонтов Вк в почвах хроноряда – Бл1п (m); Бл2п (n); Блбф (o), погребенного под курганом 1 КМ Болдырево IV.

Таблица 1. Физико-химические свойства материалов из курганных конструкций (КК)

Образец материала	Гранулометрический состав		C _{орг}	C _{карб}	ППП	pH _{H₂O}	МВ, × 10 ⁻⁸ СИ
	>0.01 мм	<0.001 мм					
Серо-коричневый, I КК	81.5 ± 1.5	6.6 ± 0.3	0.34	0.12	2.1 ± 0.1	7.3 ± 0.07	45
Серо-коричневый, II КК	81.7 ± 1.3	6.4 ± 0.4	0.36	0.16	2.3 ± 0.2	7.6 ± 0.02	40
Желто-палевый, III КК	83.0 ± 2.6	5.4 ± 1.0	0.25	0.61	3.9 ± 0.1	7.7 ± 0.01	22
Желто-палевый с белесыми пятнами, IV КК	82.6 ± 1.7	6.6 ± 0.1	0.23	0.96	4.3 ± 0.1	7.9 ± 0.01	31
Обмазка площадки вокруг основного погребения	56 ± 2.7	18.8 ± 0.7	2.83	3.61	22.8 ± 1.7	8.3 ± 0.03	13

Погребенные почвы. *Морфологический анализ* показал, что погребенные почвы имели следующее строение профиля: Ahb (глубина до 45 см), Ahkb (до 65 см) AhBkb (до 90 см), B1kb (до 120 см), BCkb (до 160 см) и R1–R2kb (до 200–245 см) (индексация горизонтов по WRB). Вскипание от HCl с 40 см. Гумусовый горизонт имеет окраску 10YR 4/2–4/4, ровную нижнюю границу. Карбонатно-аккумулятивный горизонт залегает на глубине 120–160 см, карбонатные аккумуляции представлены уплотненными горизонтально ориентированными полосами супесчаного материала, насыщенного и цементированного карбонатным веществом – карбонатная пропитка. Видимых аккумуляций гипса в профиле почв не обнаружено. Профили почв изрыты, начиная с нижней границы гумусового горизонта и заканчивая нижней границей горизонта BCkb, в подстилающем грубозернистом песке (гор. R) нор не отмечено (рис. 1е). Погребенные почвы классифицированы как чернозем обыкновенный или миграционно-сегрегационный супесчаный (Eutric Arenosols (Protocalcic, Humic)).

Фоновый разрез (Блбф-19) расположен на залежи в 50 м к юго-западу от края кургана и имел следующее строение профиля: Ah (до 10 см), Ah1 (бывший Ap) (до 28 см), Ah2 (до 60 см), Ah3 (до 80 см), AhB (до 110 см), Bk (до 130 см), BCk (до 150 см), Rk1 (до 180 см), Rk2 (до 200 см). В профиле современной почвы имеется бывший пахотный горизонт, поскольку в прошлом эта почва распахивалась. Также влияние человека обусловило малую изрытость фоновой почвы. Аккумулятивно-карбонатный горизонт залегает на 10–20 см глубже, по сравнению с погребенными почвами, карбонатные аккумуляции здесь, так же как в палеопочвах, представлены в виде горизонтальных пропиточных слоев – в меньшем количестве, но они четко выражены (белесые полосы) (рис. 1е фото ф). Фоновая почва идентифицирована как чернозем обыкновенный или миграционно-сегрегационный постагрогенный супесчаный (Eutric Arenosols (Protocalcic, Humic, Aric)).

Сравнительный анализ погребенных почв показал, что под первой, ранней конструкцией (разрез Бл1п-19) почва была в меньшей степени изрыта землероями, нижняя граница гумусового горизонта ровная или слабоволнистая, в аккумулятивно-карбонатном горизонте выраженность слоев карбонатной пропитки наиболее четкая среди почв хроноряда. В разрезах Бл4п-19, Бл3п-19 под второй и третьей конструкциями степень изрытости увеличивается и достигает максимума в разрезах Бл2п-19 и Бл5п-19 под четвертой конструкцией. Это приводит к тому, что граница гумусового горизонта становится неровной, иногда откровенно языковатой, а четкое залегание карбонатных горизонтальных слоев нарушается в почвах, погребенных под четвертой конструкцией. Можно отметить и увеличение степени пропитки карбонатами материала между слоями пропитки в разрезах Бл2п-19 и Бл5п-19 по сравнению с остальными почвами хроноряда. По морфологическому облику разрез Блбф-19 фоновой почвы наиболее близок разрезу Бл1п-19.

Микроморфологический анализ погребенных почв осложнен из-за супесчаного гранулометрического состава и поврежденности дневной поверхности погребенных почв (срезка), поэтому наиболее четкие отличия здесь отмечаются лишь в карбонатных горизонтах (рис. 2m–2o). Микроморфологический анализ карбонатных горизонтов Bk подтверждает наблюдения, сделанные при макроморфологическом анализе. В горизонте Bk разреза Бл1п-19 ТДМ между зерен силикатных минералов имеет признаки кристаллитовой ориентации, присущей карбонатам в криптокристаллической форме. Но при этом ТДМ, пропитанная карбонатами, не образует сплошного покрова, а представлена “мостиками” между минеральными зернами либо пленками на них (рис. 2m). В горизонте Bk разреза Бл2п-19 карбонатная кристаллитовая ТДМ занимает заметную большую площадь, либо заполняет все пространство между зернами силикатных минералов (рис. 2n). В горизонте Bk современной фоновой почвы окарибонатная

ТДМ снова выражена лишь в виде “мостиков” либо карбонаты в виде разрозненных зерен спарита рассеяны среди зерен силикатных минералов.

Карбонатные новообразования на микроуровне отмечаются в форме пленок (coatings), пропитки (impregnation), нодулей (nodules) и инфиллингов (infillings). Наибольшая окарбонатченность и большее количество карбонатных новообразований характерна для разреза Бл2п-19 на глубине 130–150 см, что соответствует физико-химическим данным.

Анализ *гранулометрического состава* показал, что в исследуемых почвах частицы размером >0.01 мм составляют от 80 до 85%, а илистая фракция (размер частиц <0.001 мм) – 5–10%, единично – до 13% (рис. 3а, 3б). Распределение этих фракций по профилям как погребенных, так и современных почв позволяет сделать вывод о том, что рассмотренные профили однородны по гранулометрическому составу, который можно охарактеризовать по классификации Н.А. Качинского как супесь с преобладанием фракций среднего (1–0.25 мм) и мелкого песка (0.25–0.05 мм) до глубины 150–160 см. Ниже (горизонт R) залегают пески, где фракция 1–0.25 мм составляет 60–70%.

Величины pH_{H_2O} в исследуемых почвах реакция среды колеблется от сильнощелочной до слабощелочной. Наибольшие значения отмечаются в палеопочве Бл2п-19 8.4–8.7 ед. pH по всему профилю (сильнощелочная реакция). При этом в верхних 20 см разреза Бл5п-19 значения pH_{H_2O} достигают 8.9, не снижаясь <8.0 по всему профилю. Почва в разрезе Бл3п-19 очень близка по значениям pH_{H_2O} к разрезу Бл5п-19. Тогда как в разрезах Бл4п-19, Бл1п-19 и современной почве (разрез Бл6ф-19) значения находятся в пределах от 7 до 8 за редкими исключениями, то есть реакция среды слабощелочная (рис. 3с).

Анализ *содержания органического углерода* ($C_{орг}$) показал, что во всех палеопочвах значения этого показателя меньше по сравнению с современной почвой. В современной пахотной почве верхний гумусовый горизонт содержит 0.73% $C_{орг}$, тогда как в верхнем горизонте погребенных почв варьирует от 0.15% в разрезе Бл2п-19 до 0.3% в разрезе Бл1п-19 (рис. 3д). Наименьшие значения $C_{орг}$ в первом полуметре почвенного профиля приурочены к погребенным почвам разрезов Бл2п и Бл5п-19. Учитывая, что в связи с длительностью погребения (около 5500 л. н.) в верхних горизонтах погребенных почв остается от 50 до 30% (в среднем убывает на 60%) от исходного содержания органического вещества [21]. Пересчет полученных данных показывает, что в верхнем горизонте погребенных почв с меньшим содержанием $C_{орг}$ (разрезы Бл5п-19 и Бл5п-19) реконструирован-

ные значения составляют 0.4–0.7%, а с большим содержанием $C_{орг}$ (разрезы Бл1п-19, Бл3п-19, Бл4п-19) значения варьируют от 0.7 (Бл3п) до 1.2% (Бл4п). Реконструированные значения в группе палеопочв с большим содержанием $C_{орг}$ соответствуют или немного превышают таковое в современной почве. Для всех изученных почв характерен аккумулятивный тип распределения органического вещества, то есть максимальное его накопление в верхней части профиля при постепенном уменьшении с глубиной.

В распределении *углерода карбонатов* ($C_{карб}$) по профилям изученных почв, как погребенных, так и фоновых (рис. 3е), отмечается увеличение от 0.1% в верхних 80 см профиля до 1.65% в средней части профиля и уменьшение в нижней части до 0.2–0.6%. $C_{карб}$ имеет схожий характер распределения по профилям всех почв, но различные значения максимумов. Отмечается 2 максимума на глубине 110–120 и 150–160 см. Для палеопочв разрезов Бл1п-19, Бл3п-19, Бл4п-19 первый и второй максимумы имеют значения 0.9–1.1%, для палеопочв разрезов Бл2п-19 и Бл5п-19 первый максимум составляет 0.9–1.6%, а второй 0.6–1.5%. В фоновой почве максимальное содержание (1%) $C_{карб}$ достигается на глубине 150 см. Итак, в разрезах Бл2п-19 и Бл5п-19 наибольшие значения $C_{карб}$ по всему профилю. В этих почвах наиболее ярко выражены максимумы аккумуляции карбонатов. Этот факт подтверждается распределением величин ППП, которое, хотя определение выполнено другим методом, практически повторяет распределение $C_{карб}$ по профилю (рис. 3ф).

По данным содержания обменных оснований видно (рис. 4), что во всех изученных почвах преобладает обменный кальций, составляя >70% от суммы катионов. Вместе с тем содержание обменного натрия заметно различается в почвах хроноряда. В палеопочвах разрезов Бл2п-19 и Бл5п-19 отмечается наибольшее содержание обменного натрия в составе обменных оснований, до 14.8% в средней части профиля. В палеопочвах разрезов Бл1п-19, Бл3п-19, Бл4п-19 содержание обменного натрия колеблется от 2 до 9% по всему профилю. Современные почвы характеризуются наименьшим содержанием обменного натрия в составе обменных оснований, от 0.3 до 0.9% по всему профилю.

Максимум *содержания гипса* 0.13% характерен для почв разрезов Бл2п-19 и Бл5п-19 на глубине 100–130, 130–150 см. В других погребенных и современной почвах значения не превышают 0.06%, в среднем составляют 0.03% (рис. 4б).

По *величине MB*, измеренной в верхней, средней и нижней частях почвенных профилей, наименьшим значением χ (38×10^{-8} ед. СИ) характеризуется разрез Бл4п-19 (рис. 4с). Не удалось измерить MB в гумусовом горизонте этой почвы, поскольку верх был срезан. Для разрезов Бл2п-19 и

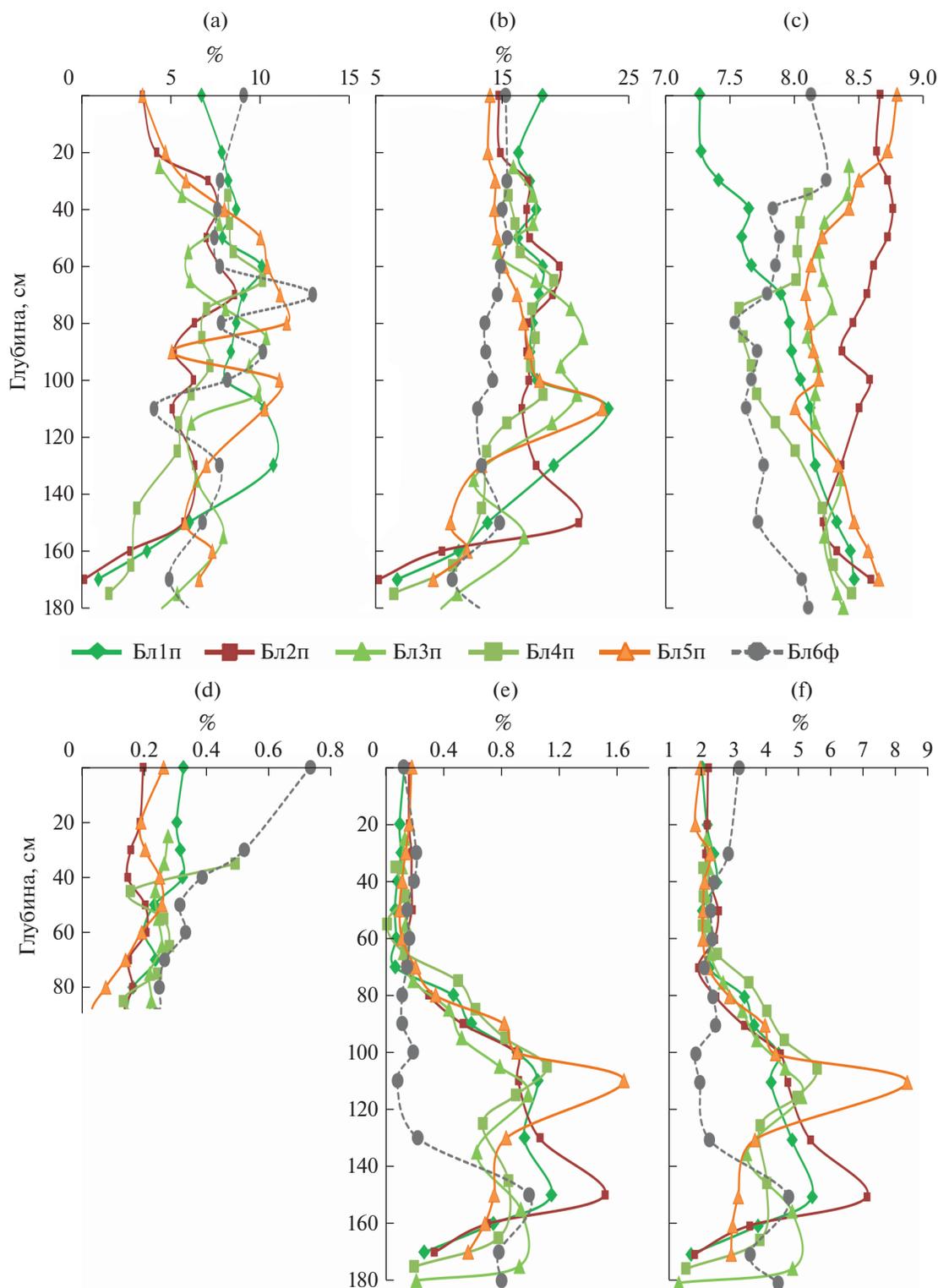


Рис. 3. Профильное распределение фракций <0.001 (a) и <0.01 мм (b), pH_{H_2O} (c), C_{org} (d), C_{carb} (e), ППП (f) в почвах изученного коротковременного хроноряда КМ Болдырево IV.

Бл5п-19 значения χ составляют $47-48 \times 10^{-8}$ ед. СИ. Наибольшие величины 50×10^{-8} ед. СИ зафиксированы в разрезах Бл1п-19 и Бл3п-19. В современной почве значение χ равно 46×10^{-8} ед. СИ.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Основная цель данного исследования – проследить изменение макро-, микроморфологических и физико-химических свойств в погребенных поч-

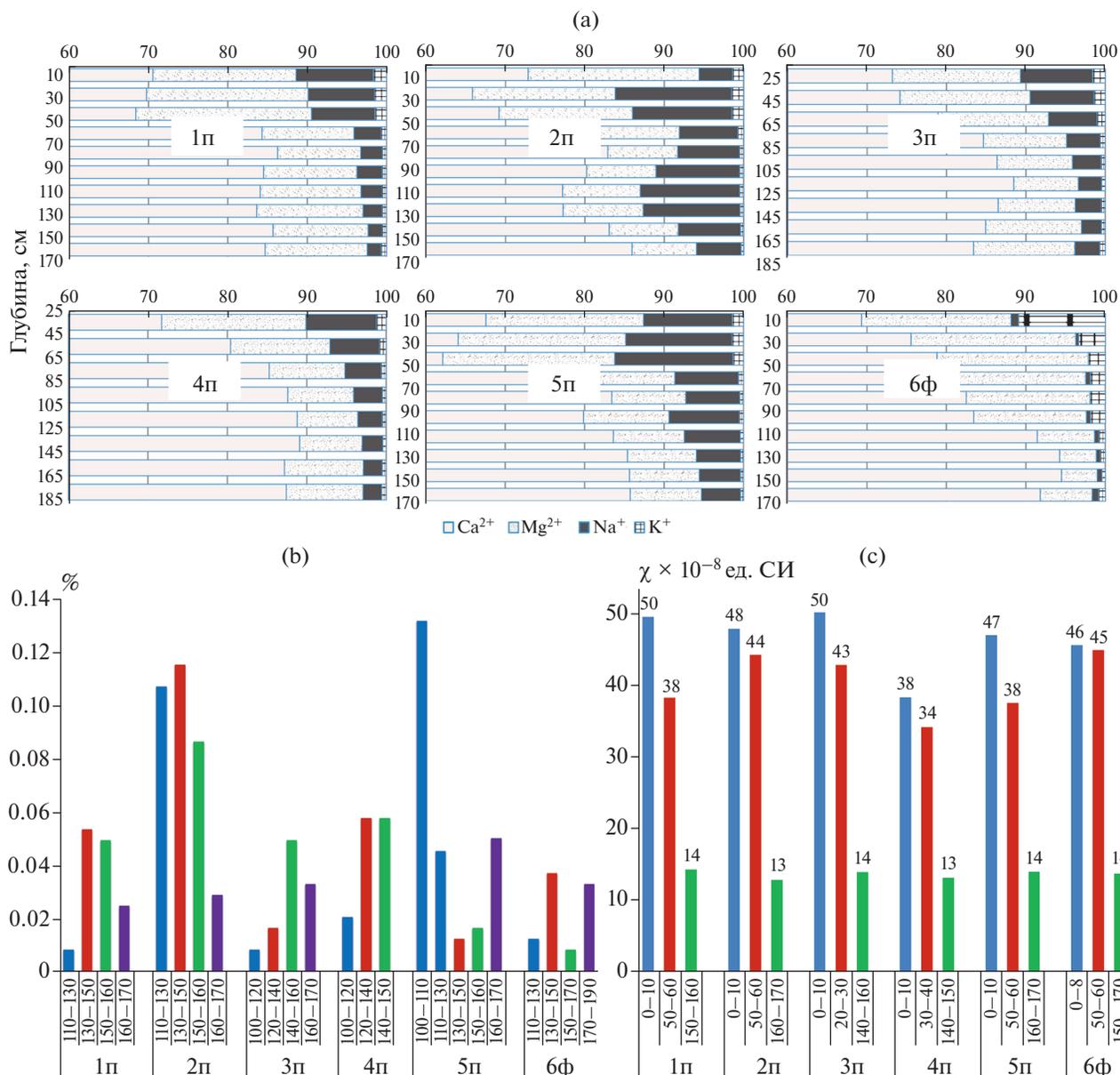


Рис. 4. Содержание обменных оснований (а), SO₄ гипса (б) и удельной магнитной восприимчивости (с) в почвах изученного коротковременного хроноряда КМ Болдырево IV.

вах, материале земляных конструкций и сопоставить их между собой. На основе изучения коротковременного педохроноряда и конструкций кургана выявлены основные диагностические признаки, которые отражают изменение степени увлажненности климата в степной зоне. К таким отнесены степень зоотурбации, содержание органического углерода, профильное распределение и глубина залегания максимума содержания карбонатов, формы карбонатных новообразований на микро- и макроуровнях, содержание гипса, обменного натрия, а также сложение и ориентация ТДМ на микроуровне.

Важно подчеркнуть, что изученные погребенные и современные почвы КМ Болдырево IV сформировались на аналогичной литогенной основе, как почвообразующей, так и подстилающей, в пределах одной формы рельефа со схожим гипсометрическим уровнем, что позволяло при сравнении их свойств замеченные отличия относить на счет изменявшихся климатических условий.

Сопоставление и сравнение свойств почв и земляных конструкций в изученном Болдыревском кургане показало, что за время строительства кургана в погребенных почвах произошло уменьшение содержания C_{орг} в верхней части профиля, уве-

личилось содержание $C_{\text{карб}}$ и ППП, pH_{H_2O} , гипса, доли обменного натрия в составе обменных оснований и величины МВ. Напомним, что величина МВ зависит от количества среднегодовых атмосферных осадков: чем больше осадков, тем больше магнитная восприимчивость в автоморфных почвах степной зоны. Это объясняется реакцией бактерий-железоредукторов, находящихся в гумусовом горизонте, которые реагируют на климатические изменения [11, 24]. Палеопочвы разрезов Бл2п-19 и Бл5п-19 так же, как материал четвертой конструкции, под которой они были погребены, имеют более “засушливый” морфологический облик: нижняя граница гумусового горизонта в палеопочвах имеет тенденцию к языковатости, профили сильнее изрыты землероями, при микроморфологическом анализе установлено, что карбонаты сильнее пропитывают почвенную тонкодисперсную массу в карбонатно-аккумулятивном горизонте, который использовался для возведения четвертой конструкции. Только в последней на микроуровне отмечаются уплотненные фрагменты ТДМ, которые сильно окарбонаты.

Очевидно, курган строился из почвенных материалов, палеопочвы и курганные конструкции имеют сходный гранулометрический состав, цвет курганных конструкций совпадает с цветом соответствующих генетических почвенных горизонтов. В физико-химических свойствах материалов курганных конструкций находим аналогии со свойствами определенных почвенных горизонтов: обнаруживается такое же по направленности изменение свойств материалов от первой к четвертой конструкциям, как в погребенных под каждой из них почв. Первая и вторая конструкции были построены в основном из материала горизонтов Ah с небольшой примесью AhB, в них фиксируется наибольшее содержание $C_{\text{орг}}$ и самые большие величины МВ, наименьшее содержание $C_{\text{карб}}$, наименьшие величины ППП и pH_{H_2O} . Третья и четвертая конструкции, построенные в основном из материалов горизонта Bk с примесью AhB, показывают меньшее содержание $C_{\text{орг}}$ и величины χ , но большее содержание $C_{\text{карб}}$, величины ППП и pH_{H_2O} . При этом материал четвертой конструкции, которая строилась, как полагаем, в период нарастающей аридизации климата, демонстрирует наименьшее содержание $C_{\text{орг}}$ и наибольшее $C_{\text{карб}}$ с соответствующим изменением всех других изученных свойств, что коррелирует с изменчивостью свойств почв в подкурганном хроноряде (рис. 5).

При этом физико-химические свойства обмазки площадки вокруг центрального основного погребения кардинально отличаются от свойств всех других материалов курганных конструкций. Как показали микроморфологический анализ и физи-

ко-химические характеристики материал обмазки был приготовлен из речного ила с добавлением извести и антропогенных включений, тщательно перемешан и в сыром виде использован для покрытия подрезанной поверхности ритуальной площадки.

Ранее в степном Приуралье проводили исследования на КМ Красиковский I [12, 24]. На основании палеопочвенного анализа КМ Красиковский I реконструирован аридный эпизод в интервале от 3600 до 3000 лет cal BC (~5600–5000 л. н.), что согласуется с данными, полученными при изучении коротковременного педохроноряда и земляных конструкций КМ Болдырево IV в плане направленности изменения климатических условий (усиление аридизации), а также, судя по полученным радиоуглеродным датам, очень близких хронологических интервалов функционирования этих двух объектов. Анализ палеопочв в КМ Красиковский I также показал уменьшение в них содержания $C_{\text{орг}}$, меньшие величины емкости катионного обмена, увеличение содержания $C_{\text{карб}}$, гипса, обменного натрия в составе обменных оснований от начала к концу изучаемого временного интервала.

Помимо сопоставления с палеопочвами в КМ Красиковский I, вывод об усилении аридизации климата на репинском этапе развития ямной культуры подкрепляется другими данными, полученными на археологических памятниках Оренбуржья, при изучении палеопочв поселения Турганик, расположенного вблизи КМ Красиковский I. По данным изучения культурных слоев этого поселения, репинский этап ямной культуры отличался наиболее засушливой из всех остальных рассмотренных хроносрезов ямной культуры климатической ситуацией. Доля аридной флоры в разнотравно-злаковых растительных ассоциациях была максимальной, почвы демонстрировали наиболее “аридные” свойства [9].

В то же время палеопочвы, погребенные под ямными курганами в КМ Шумаевский I, II и Мустаевский V, расположенные неподалеку от изучаемого Болдыревского кургана, отнесенные по археологическим и радиоуглеродным данным к развитому и завершающему этапам ямной культуры, демонстрировали признаки усиления гумификации, выщелачивания карбонатов, рассоления, рассолонцевания [7, 10, 26] по сравнению с палеопочвами раннего репинского этапа этой же культуры.

Таким образом, сравнительный анализ количественных и качественных морфологических и физико-химических свойств палеопочв коротковременного хроноряда и земляных конструкций кургана I КМ Болдырево IV бронзового века дают возможность реконструировать направленность



Рис. 5. Палеоландшафтная обстановка в изучаемом интервале раннего бронзового века в Оренбургском Предуралье на основе геоархеологических исследований большого Болдыревского кургана.

и масштабы изменчивости атмосферной увлажненности в регионе.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Курган 1 в курганном могильнике Болдырево IV, вероятно, сооруженный в конце репинского этапа – начале развитого этапа А ямной культуры (около 5500 л. н.), является уникальным объектом для проведения палеоклиматических реконструкций, изучения архитектуры памятника и получения данных о технологии, применявшейся древними людьми для его строительства.

Для изученного педохроноряда за время его функционирования не отмечается смены почвенного подтипа черноземов. Все погребенные почвы классифицированы как чернозем обыкновенный или миграционно-сегрегационный супесчаный (Eutric Arenosols (Protocalic, Humic)).

Проведенный анализ земляных конструкций кургана и погребенных под ними почв позволил определить, что материалом для сооружения памятника послужили в основном местные почвы, поэтому изменения свойств почв отразились на

свойствах материала конструкций. Так, от начала к концу строительства кургана в палеопочвах и земляных конструкциях отмечается уменьшение содержания $S_{орг}$, увеличение содержания $S_{карб}$, ППП, pH_{H_2O} , χ , увеличение сегрегированных форм карбонатных новообразований, что указывает на смену климатических условий в сторону засушливости.

Сопоставление свойств палеопочв и земляных конструкций с изученной современной почвой позволяет предполагать, что палеопочвы ямного времени формировались в условиях более аридного климата, чем сейчас. Можно констатировать, что почвы развивались на аридной ветви эволюции.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена по теме государственного задания № 0191-2019-0046.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Публикация в журнале была рекомендована по результатам конференции “Горизонты будущего”, 2021. <https://www.soilfuture.org/>

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Аринушкина Е.В.* Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. 488 с.
2. *Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А.* Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
3. *Воробьева Л.А.* Теория и практика химического анализа почв. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
4. *Демкин В.А., Демкина Т.С.* Степные курганы: уникальный историко-природный архив // Российская наука: Грани творчества на грани веков. М.: Научный мир, Природа, 2000. С. 419–427.
5. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
6. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 223 с.
7. *Моргунова Н.Л., Краева Л.А., Матюшко И.В.* Курганый могильник Мустаево V // Археологические памятники Оренбуржья. Оренбург, 2005. Вып. 7. С. 5–49.
8. *Орлов Д.С., Гришина Л.А.* Практикум по химии гумуса. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1981. 273 с.
9. *Хохлова О.С., Моргунова Н.Л., Гольева А.А.* Природно-климатические условия в V–III тыс. до н.э. в Оренбуржье по данным междисциплинарных геоархеологических исследований // Феномены культур раннего бронзового века степной и лесостепной полосы Евразии: пути культурного взаимодействия в V–III тыс. до н. э. Оренбург, 2019. С. 102–112.
10. *Чибилев А. А.* Географический атлас Оренбургской области. Оренбург, 1999. 96 с.
11. *Alekseeva T., Alekseev A., Maher B.A., Demkin V.* Late Holocene climate reconstructions for the Russian steppe, based on mineralogical and magnetic properties of buried palaeosols // *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*. 2007. V. 249. № 1. P. 103–127.
12. *Barczy A.* Kunhalmok elemetett talajainak vizsgálata. Szent István Egyetem Egyetemi Kiadó, Gödöllő, 2016. 179 p.
13. *Cammas C.* Micromorphology of earth building materials: toward the reconstruction of former technological processes (Protohistoric and Historic Periods) // *Quarter. Int.* 2018. V. 483. P. 160–179.
14. *Dani J.* A kurgánok és az építők – Az Alföld a bronzkor hajnalán // *Magyar Régészet*. 2020. P. 1–19.
15. *Demkin V.A., Klepikov V.M., Udaltsov S.N.* New aspects of natural science studies of archaeological burial monuments (kurgans) in the southern russian steppes // *J. Archaeol. Sci.* 2014. V. 42. P. 241–249.
16. *Ecsedy I.* The People of the Pit-Grave Kurgans in Eastern Hungary. *Fontes Archaeologici Hungaricae*. Budapest: Akadémiai Kiadó, 1979. P. 1–85.
17. *Gerling C., Bánffy E., Dani J., Köhler K., Kulcsá G., Pike A.W.G., Szeverényi V., Heyd V.* Immigration and transhumance in the Early Bronze Age Carpathian Basin: the occupants of a kurgan // *Antiquity*. 2012. V. 86. P. 1097–1111.
18. *Gimbutas M.* Das ende Alteuropas. Der Einfall von Steppennomaden aus Südrussland und die Indogermanisierung Mitteleuropas. Budapest: Archaeolingua, 2000. 135 p.
19. *Horváth T.* Hajdúnánás–Tedej–Lyukas-halom – An interdisciplinary survey of a typical kurgan from the Great Hungarian Plain region: a case study. (The revision of the kurgans from the territory of Hungary) // *Kurgan Studies. An environmental and archaeological multiproxy study of burial mounds in the Eurasian steppe zone*. British Archaeological Reports International / Eds. Pető Á., Barczy A. Oxford, 2011. Ser. 2238. P. 71–131.
20. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. An international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources. Food and agriculture organization of the United Nations, Rome, 2015. Reports No. 106 (2014).
21. *Ivanov I.V., Pesochina L.S., Semenov V.M.* Biological mineralization of organic matter in the modern virgin and plowed Chernozems, buried Chernozems, and fossil Chernozems // *Eurasian Soil Science*. 2009. № 10. С. 1109–1119. <https://doi.org/10.1134/S1064229309100056>
22. *Khokhlova O.S.* Rapid Changes in Chernozem Properties During their Holocene Evolution: A Case Study of Paleosols Buried under Kurgans in the Pre-Ural Steppe, Russia // *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. 2007. V. 24. № 1. P. 270–282.
23. *Morgunova N.L., Khokhlova O.S.* Development of ancient cultures and paleoenvironment during the Eneolithic Period and the Early Bronze Age in the Southern Cis-Urals steppe (Russia) // *Archaeol. Anthropol. Sci.* 2020. V. 12. P. 241. <https://doi.org/10.1007/s12520-020-01197-w>
24. *Papkina A., Khokhlova O., Morgunova N., Puzanova T.* Evolution of soils of the Southern Urals in the Early Bronze Age on the basis of archaeological data (on an example of a burial ground Krasikovo I in the Orenburg region) // *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology Mining Ecology Management*, 2018. V. 18. P. 181–188.
25. *Pető Á., Barczy A.* Kurgan Studies. An environmental and archaeological multiproxy study of burial mounds in the Eurasian steppe zone // *British Archaeological Reports International*. Oxford, Archaeopress, 2011. Ser. 2238. 350 p.
26. *Rowińska A., Sudnik-Wójcikowska B., Moysiyenko I.I.* Kurhany – dziedzictwo kultury w krajobrazie antropogenicznym strefy stepów i lasostepu – oczami archeologa i botanika. – Kurgans from the archeologist and botanist view – cultural heritage in the stepp and forest stepp region // *Wiadomości Botaniczne*. 2010. V. 54. P. 7–20.
27. *Szilágyi G., Sümegi P., Molnár D., Sávai Sz.* Mollusc-based paleoecological investigations of the Late Copper – Early Bronze Age earth mounds (kurgans) on the Great Hungarian Plain // *Open Geosciences*. 2013. V. 5. P. 465–479.
28. *Zavarzina D.G., Alekseev A.O., Alekseeva T.V.* The role of iron-reducing bacteria in the formation of magnetic properties of steppe soils // *Eurasian Soil Science*. 2003. V. 36. № 10. P. 1085–1094.

Big Boldyrevsky Kurgan of the Early Bronze Age in the Southern Urals: Kurgan Structures, Paleosols, Paleoclimate Reconstruction

A. E. Sverchkova^{1, *}, O. S. Khokhlova¹, N. L. Morgunova², and T. N. Myakshina¹

¹ *Institute of Physical, Chemical and Biological Problems of Soil Science, Russian Academy of Sciences, Moscow region, Pushchino, 142290 Russia*

² *Orenburg State Pedagogical University, Orenburg, 460000 Russia*

**e-mail: acha3107@gmail.com*

The chronosequence of paleosols buried under structures of different ages within kurgan 1 at the Boldyrev IV kurgan cemetery in the Orenburg region, Russia has been studied. The kurgan was built by representatives of the early (Repino) stage of the Yamnaya culture (about 5500 years ago), it included four structures built in consecutive order. According to archaeological data, the kurgan was built over several decades, radiocarbon dating determined an interval of 300 years. During this time, the morphological and physicochemical properties of buried soils changed, namely, the tonguing-like character of the lower boundary of the humus horizon enhanced; the degree of digging up of the profiles by burrowing animals of the profiles increased; the content of organic carbon decreased whereas the content of carbonate carbon, gypsum, exchangeable sodium in the composition of exchange bases and magnetic susceptibility increased. The trend of changes in morphological properties, as well as the content of organic carbon, carbonates, and magnetic susceptibility in the materials of kurgan structures, from early to late, correlates with that for the soils buried under them. Our study suggests that the interval under consideration (the early stage of the Yamnaya culture) was more arid than in the present. Based on micromorphological analysis and physicochemical properties of the materials of the kurgan structures, the technical and technological approaches used by the ancient builders for their construction are revealed.

Keywords: burial mound, buried soils, micromorphology, short-term chronosequence, paleoclimatic reconstruction

УДК 631.4

ХИМИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ВОДОУСТОЙЧИВЫХ СТРУКТУРНЫХ ОТДЕЛЬНОСТЕЙ ТИПИЧНОГО ЧЕРНОЗЕМА В УСЛОВИЯХ КОНТРАСТНОГО ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ: ТВЕРДОТЕЛЬНАЯ CP-MAS ¹³C-ЯМР-СПЕКТРОСКОПИЯ

© 2022 г. З. С. Артемьева^{a, *}, Н. Н. Данченко^a, Ю. Г. Колягин^b, Н. П. Кириллова^c,
Е. В. Цомаева^a, Б. М. Когут^a

^aПочвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия

^bХимический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

^cФакультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

*e-mail: artemyevazs@mail.ru

Поступила в редакцию 15.10.2021 г.

После доработки 13.12.2021 г.

Принята к публикации 30.12.2021 г.

Изучена химическая структура разных пулов органического вещества (ОВ) водоустойчивых макро- и свободных микроагрегатов типичного чернозема в контрастных вариантах землепользования (степь и длительный чистый пар) методом твердотельной ¹³C-ЯМР-спектроскопии. Выявлено, что по мере уменьшения размера структурных отдельностей увеличивается степень защиты ОВ, что подтверждается интегральными показателями химической структуры ОВ: меньшей степенью разложения, ароматичности и гидрофобности. Негативное влияние длительного функционирования почвы в режиме чистого пара отражается в резком увеличении интегральных показателей химической структуры во всех исследованных пулах ОВ, и более выражено для свободных микроагрегатов. Предложенные модели множественной линейной регрессии для прогнозирования величины отношения C/N ($R_{adj}^2 = 0.993$, $P < 0.05$ – свободное и агрегированное ОВ, $R_{adj}^2 = 0.996$, $P < 0.05$ – ОВ фракций ил и остаток) хорошо объясняют ее увеличение в варианте пар, отражая предельные потери азота в ОВ, которое по своему статусу приближается к деградировавшему. Размер илстых частиц определяется комплексом факторов, что демонстрирует предложенная модель множественной линейной регрессии. Лучшая модель, где все параметры были значимыми ($R_{adj}^2 = 0.997$, $P < 0.05$), наглядно показывает, что размер илстых частиц увеличивается по мере уменьшения количества гидрофобных фрагментов ОВ, доли смектитов в минералогическом составе ила, увеличения концентрации С, стабилизированного илстыми частицами.

Ключевые слова: грануло-денсиметрическое фракционирование, ¹³C-ЯМР-спектроскопия, средний диаметр илстых частиц

DOI: 10.31857/S0032180X2206003X

ВВЕДЕНИЕ

Стабилизация органического вещества (ОВ), обеспечиваемая его физико-химической защитой в структурных отдельностях почвы, имеет решающее значение для накопления и поддержания его запасов в почве [33]. Важным следствием защиты ОВ внутри структурных отдельностей является замедление процессов его минерализации [34], чувствительных ко многим факторам, в том числе варианту землепользования [38].

В пределах определенной размерной фракции структурных отдельностей может присутствовать

смесь отдельных частиц, минеральных зерен, организмов и даже полных макро- и микроагрегатов [40]. Количество и качество ОВ в структурных отдельностях могут различаться, поскольку агрегаты разных размеров могут иметь различную структуру и пористость [12].

Большинство исследователей придерживается мнения, что ОВ внутри микроагрегатов защищено лучше по сравнению с таковым макроагрегатов [9, 16, 22, 37, 39, 43]. Однако имеются сведения, что оборот ОВ микроагрегатов может быть более динамичным, чем это принято считать [10, 18, 19, 35, 39]. Как подчеркивают некоторые авто-

ры, точные механизмы защиты и время пребывания ОВ в макро- и микроагрегатах не совсем ясны [11, 37]. Таким образом, несмотря на многочисленность исследовательских работ по данной проблеме, единого мнения не существует.

Цель работы – исследовать ОВ водоустойчивых макро- ($ВСА_{ма}$) и микроагрегатов ($ВСА_{ми}$) типичного чернозема в контрастных вариантах земледельческого использования методом твердотельной ^{13}C -ЯМР-спектроскопии.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объект исследования – типичный чернозем в условиях контрастных видов использования: степь (Центрально-Черноземный государственный биосферный заповедник “Стрелецкая степь”, Курская область) и длительный (52 года) чистый бессеменный пар без удобрений (Курский НИИ агропромышленного производства). Территория исследованных участков типична для Центрально-Черноземного региона. Климат умеренный. Среднегодовая температура – 4.8–5.3°C. Среднегодовое количество осадков – 540 мм. Почва – среднесуглинистый типичный чернозем [2] (Haplic Chernozem [44]) на лёссовидных отложениях с содержанием ила (<1 мкм) 18.4–22.9%, пыли (50–1 мкм) 69–70%, песка (50–2000 мкм) 8–12%, $C_{орг}$ 2.6–4.8%, pH_{H_2O} 6.8–6.9. Образцы отбирали с глубины (5–25 см) с каждого варианта опыта в трехкратной повторности.

После сухого просеивания всего почвенного образца получены следующие фракции: >10, 10–7, 7–5, 5–3, 3–2, 2–1, 1–0.5, 0.5–0.25, <0.25 мм. Далее, согласно модификации Хана [5] метода Савинова, мокрому просеиванию подвергали воздушно-сухие агрегаты размером 2–1 мм. Выбор агрегатов данного размера обусловлен их наибольшим вкладом в $C_{общ}$ почвы [3].

Для выделения пулов ОВ применяли модифицированный вариант грануло-денсиметрического фракционирования, полная схема которого представлена ранее [6]. Схема позволяет выделить 4 пула ОВ: неагрегированное, свободное ($ЛФ_{СВ}$); агрегированное ($ЛФ_{АГР}$); ил и остаток.

Содержание С и N в грануло-денсиметрических фракциях определяли методом каталитического сжигания на анализаторе TOC Analyzer (Shimadzu, Япония). Все измерения выполняли в трехкратной повторности.

Твердофазные ^{13}C -ЯМР-спектры регистрировали на спектрометре Bruker Avance-II NMR 400 WB, работающем на частоте 100.4 МГц для ^{13}C , с 4 мм H/X MAS WVT зондом. Количественные характеристики спектров контролировали с помощью метода с прямой поляризацией ядер ^{13}C (^{13}C -DP/MAS NMR). Детали методики описаны

ранее [15]. Выделяли области, соответствующие следующим химическим типам С: алкильную (Alk) (0–47 м. д.), О-алкильную (O-Alk) (47–113 м. д.), ароматическую (ΣAr) (113–160 м. д.), карбоксильную (COOH) и карбонильную (CHO) (160–214 м. д.). Рассчитывали следующие показатели ОВ: $DI = Alk / \Sigma O-Alk$ – интегральный показатель разложения ОВ [8, 41]; $ARI = \Sigma Ar / \Sigma Alk + O-Alk + \Sigma Ar$ – степень ароматичности ОВ [23]; $HI = (Alk + Ar) / (O-Me + \Sigma O-Alk + Carboxyl + Carbonyl + Phenolic)$ – индекс гидрофобности ОВ [45]. Рассчитывали относительные вклады основных биомолекул в структуру стабильного ОВ исследованных пулов [15].

Средний диаметр илестых частиц определяли методом динамического светорассеивания на анализаторе NanoBrook Omni (Brookhaven Instruments Corporation, США).

Статистическую обработку результатов выполняли с помощью статистического пакета Microsoft Excel 2010 (Microsoft Corporation, США) и Origin Pro 8 (Origin Lab. Corporation, США). Уровень значимости $P < 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Качественный состав ОВ выделенных фракций (CP-MAS ^{13}C -ЯМР спектроскопия). Относительные доли разных типов С в пулах ОВ, полученные интегрированием спектров ЯМР, приведены в табл. 1 и на рис. 1.

Свободное ОВ почвы ($ЛФ_{СВ}$) (плотность <1.8 г/см³). Вклад в общую интенсивность спектра разных типов С увеличивается в ряду: CHO < COOH < Alk < ΣAr < $\Sigma O-Alk$. Максимальный вклад O-Alk фрагментов указывает на доминирование полисахаридов. Высокий вклад ΣAr фрагментов, главным образом, лигнинового происхождения. Заметное доленое участие Alk-С указывает на обогащение поступающего органического материала, липидами и воскообразными растительными веществами (например, кутином и суберином).

Спектры свободного ОВ, локализованного в $ВСА_{ма}$, резко различаются по вариантам земледельческого использования, в том числе визуально. В варианте пар резко увеличивается доля Alk-С (в 2 раза). Интересно, что вклад Alk-С превышает таковой O-Alk-С. Видимо, столь резкое увеличение доли Alk-С носит относительный характер и обусловлено уменьшением (в 1.7 раза) доли легкоразлагаемых O-Alk фрагментов и, соответственно, селективным накоплением более устойчивых к разложению липидов и восков. В составе общей группы O-Alk фрагментов наиболее резко (в 2 раза) уменьшаются доли первичных и вторичных незамещенных спиртовых/эфирных фрагментов (60–80 м. д.), что свидетельствует об интенсивной утилизации микробиотой углеводов и лигнино-

Таблица 1. Относительная интенсивность сигналов в ¹³C-ЯМР-спектрах (% общей интенсивности), C/N, DI (Alk/ΣO-Alk) – степень разложения ОВ, ARI (ΣAr/ΣAlk + O-Alk + ΣAr) – степень ароматичности ОВ, HI ((Alk + Ar)/(O-Me + ΣO-Alk + Carboxyl + Carbonyl + O-Ar)) – индекс гидрофобности ОВ разных фракций в составе водоустойчивых структурных отдельностей, а также количество липидов и полипептидов

Фракция	Alk	ΣO-Alk	Ar	O-Ar	ΣAr	COOH	CHO	DI	ARI	HI	C/N	Липиды	Полипептиды
	0–47	47–113	113–141	141–160		160–188	188–214						
Макроагрегаты (BCA _{ма}), 1–2 мм													
Степь													
ЛФ _{СВ}	17.7	36.3	20.3	8.6	28.9	14.4	2.7	0.49	0.35	0.61	15.8	10.9	17.3
ЛФ _{АГР}	14.9	26.6	30.0	10.7	40.7	15.3	2.5	0.56	0.50	0.81	13.8	7.8	17.7
Ил	19.9	29.8	23.0	7.5	30.5	18.8	1.0	0.67	0.38	0.75	9.2	9.7	25.8
Остаток	20.6	33.3	20.8	7.8	28.6	17.0	0.6	0.62	0.35	0.71	9.9	11.9	21.9
Пар													
ЛФ _{СВ}	33.2	21.5	22.5	5.9	28.5	11.7	5.1	1.55	0.34	1.26	24.6	28.8	11.1
ЛФ _{АГР}	11.0	16.4	41.8	11.5	53.3	15.6	3.7	0.67	0.66	1.12	10.3	5.6	13.5
Ил	17.4	23.7	27.4	9.4	36.7	20.4	1.8	0.73	0.47	0.81	10.9	8.4	22.6
Остаток	16.9	29.5	26.2	8.5	34.7	17.0	2.0	0.57	0.43	0.76	11.8	9.5	18.7
Микроагрегаты (BCA _{ми}), <0.25 мм*													
Степь													
ЛФ _{АГР}	13.3	24.0	31.4	10.5	41.9	16.7	4.0	0.55	0.53	0.81	14.2	6.2	18.0
Ил	17.9	30.4	21.9	7.0	28.9	21.3	1.5	0.59	0.37	0.66	9.5	8.2	24.5
Остаток	17.2	31.9	22.2	7.4	29.6	18.3	3.0	0.54	0.38	0.65	10.5	9.5	19.7
Пар													
ЛФ _{АГР}	8.6	12.8	46.7	12.6	59.2	15.5	3.8	0.67	0.73	1.24	20.5	3.5	13.1
Ил	24.0	25.2	21.8	8.1	30.0	18.6	2.3	0.95	0.38	0.84	9.5	15.3	21.8
Остаток	13.3	20.2	31.8	11.3	43.1	18.6	4.8	0.66	0.56	0.82	13.1	7.3	15.1

* Содержание фракции ЛФ_{СВ} не определяли. Примечание. BCA_{ма} – водоустойчивые макроагрегаты (2–1 мм); BCA_{ми} – водоустойчивые микроагрегаты (<0.25 мм).

вых соединений, обогащенных ими. Это сопровождается значительным сокращением доли полипептидов (>1.5 раза) и обусловлено уменьшением содержания микробной биомассы и продуктов ее жизнедеятельности в условиях острого недостатка питательных и энергетических ресурсов.

Увеличение доли Alk фрагментов хорошо согласуется с ростом доли липидов во фракции ЛФ_{СВ} – их вклад увеличивается в 2.6 раза. Видимо, в условиях практически полного отсутствия поступления свежего ОВ в течение длительного времени на фоне утилизации легкодоступных для разложения органических материалов происходит селективное накопление наиболее гидрофобных компонентов природного ОВ. Последнее подтверждается величиной индекса гидрофобности (HI), который в варианте пар (>2 раза) больше по сравнению с вариантом степь. Следовательно, вероятность включения ЛФ_{СВ} такого качества в состав микроагрегатов внутри структурных отдельностей (мBCA) (с пер-

спективной преобразования его в ЛФ_{АГР}) в варианте пар существенно меньше, чем в варианте степь.

Степень разложения (DI) ЛФ_{СВ} в BCA_{ма} в варианте пар по сравнению с вариантом степь увеличивается (>3 раза) на фоне незначительного уменьшения степени ароматичности (ARI): 0.34 против 0.35 соответственно (табл. 2).

Учитывая небольшое количество BCA_{ма} в варианте пар (<0.3%), выявленные параметры (низкая концентрация N (0.8% во фракции), максимальные величины индексов разложения (1.6) и гидрофобности (1.3), а также максимальный вклад липидов (29%) в ЛФ_{СВ}) можно считать предельными для существования структурных отдельностей такого размера в столь критических экологических условиях.

Агрегированное ОВ почвы (ЛФ_{АГР}) (плотность <1.8 г/см³). Спектры фракции ЛФ_{АГР} в BCA_{ма} (степь) кардинально отличаются от таковых ЛФ_{СВ}, прежде всего, уменьшением вклада O-Alk фраг-

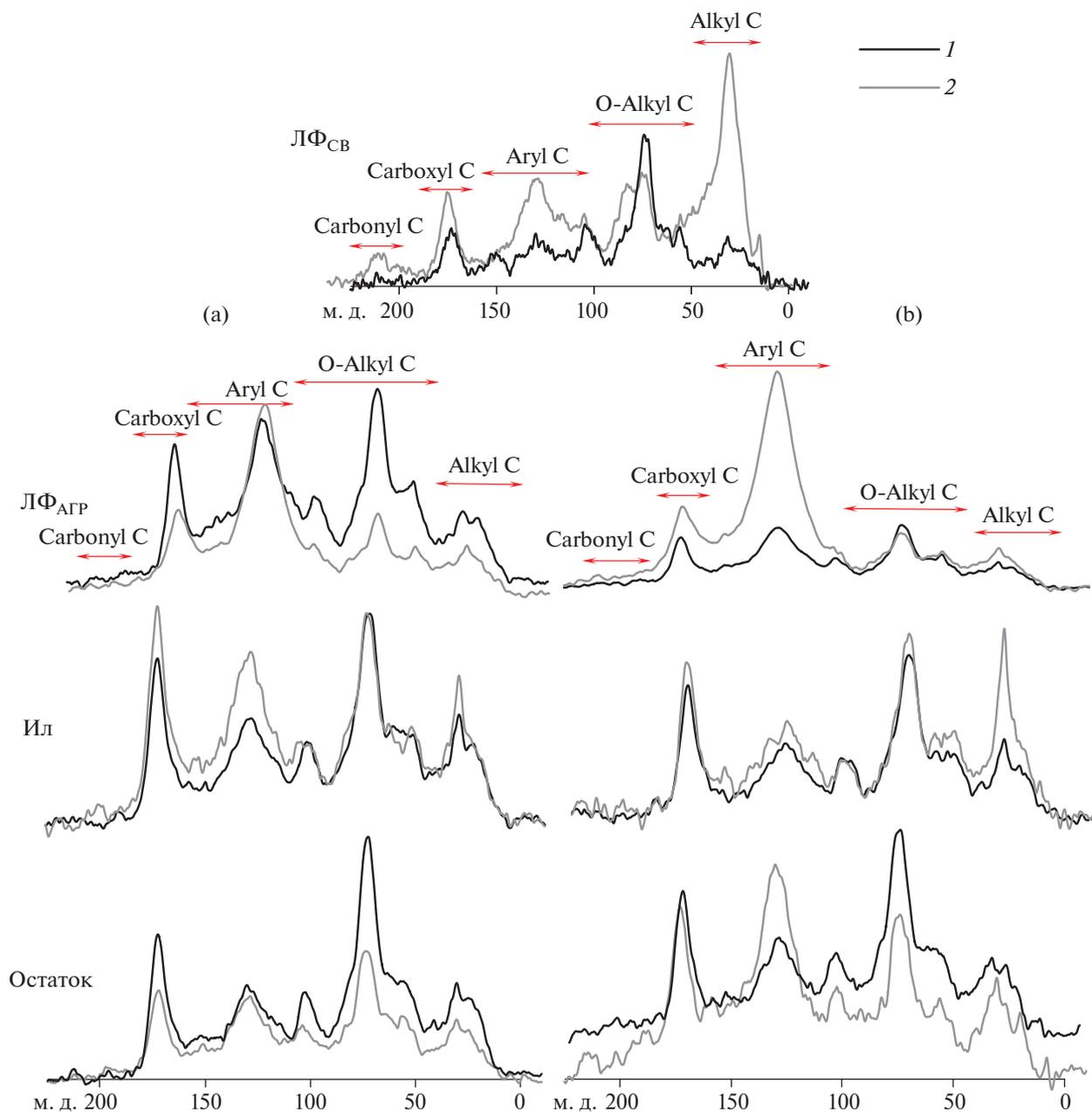


Рис. 1. Спектры твердофазной ^{13}C -ЯМР-спектроскопии, полученные для разных пулов ОВ (ЛФ_{СВ}, ЛФ_{АГР}, ил, остаток) ВСА_{ма} (а) и ВСА_{ми} (б) в контрастных вариантах землепользования: 1 – вариант степь, 2 – пар.

ментов (в 1.4 раза) на фоне увеличения (>1.4 раза) количества ΣAg фрагментов, что свидетельствует о более глубокой степени микробиологической переработки органического материала ЛФ_{АГР} по сравнению с таковой ЛФ_{СВ}. Характер распределения вкладов разных типов С в общую интенсивность спектра меняется: $\text{CNO} < \text{Alk} < \text{COOH} < \Sigma\text{O-Alk} < \Sigma\text{Ar}$. Пониженная доля Alk фрагментов в ЛФ_{АГР} ВСА_{ма} по сравнению с таковой в ЛФ_{СВ} хорошо согласуется с уменьшением доли липидов в ЛФ_{АГР} (в 1.4 раза) по сравнению с ЛФ_{СВ}. Тем не

менее, степень гидрофобности ЛФ_{АГР} больше, чем в ЛФ_{СВ}: 0.81 против 0.61, соответственно, что обусловлено уменьшением вклада углеводов и ростом ΣAg структур при переходе от ЛФ_{СВ} к ЛФ_{АГР}.

Спектры ЛФ_{АГР}, локализованного в ВСА_{ми} (степь) близки таковым в ВСА_{ма}. В целом, в ЛФ_{АГР} ВСА_{ми} следует отметить незначительное уменьшение доли всех основных фрагментов, за исключением ΣAg фрагментов, доля которых в ВСА_{ми} по сравнению с таковой в ВСА_{ма} незначительно увеличивается (41.9 против 40.7% соответственно).

Таблица 2. Коэффициенты полиномиальной статистической модели C/N для дискретного ОВ (ЛФ_{СВ} и ЛФ_{АГР}): $y = A_0 + A_1x_1 + A_2x_2 + A_3x_3 + A_4x_4$

Параметр	A	Значение	Стандартная ошибка	t-значение	Уровень значимости (P)	R_{adj}^2
x_1	A1	45.80318	9.04614	5.06329	0.00389	0.9925
x_2	A2	0.52382	0.09862	5.31157	0.00316	
x_3	A3	20.34547	2.57956	7.88719	5.27×10^{-4}	
x_4	A4	-1.54764	0.44647	-3.46635	0.01792	

Примечание: $x_1 = \text{ARI}(\Sigma\text{Ar}/[\text{Alk} + \Sigma\text{O-Alk} + \Sigma\text{Ar}])$; $x_2 = \text{Carbohydrates} (\% \text{ интенсивности})$; $x_3 = \text{DI} (\text{Alk}/\Sigma\text{O-Alk})$; $x_4 = \text{COOH} (\% \text{ интенсивности})$; $n = 10$; $\text{RMSE} = 1.58$; $P < 0.05$.

Это сопровождается увеличением в ВСА_{ми} доли карбоксильных (в 1.1 раза) и карбонильных групп (в 1.6 раза).

В ЛФ_{АГР} в ВСА_{ми} по сравнению с ВСА_{ма} несколько меньше доля Alk фрагментов, однако степень гидрофобности ОВ в ВСА_{ми} идентична таковой в ВСА_{ма} (~0.81), что определяется большим вкладом Ag и меньшим O-Alk фрагментов. Это могло бы свидетельствовать о незначительном увеличении способности ЛФ_{АГР} к адгезии по мере уменьшения размерности ВСА, однако заметные отличия в форме пиков Alk фрагментов ЛФ_{АГР} в ВСА_{ми} по сравнению с таковыми в ВСА_{ма} свидетельствуют об обратном. В алкильной области спектра (0–47 м. д.) ЛФ_{АГР} в ВСА_{ми} четко выделяется лишь один пик с максимумом ~30 м. д., обусловленный в основном сигналами метиленовых групп длинноцепочечных алифатических соединений, которыми обогащены воскообразные компоненты растительного и животного происхождения [25]. В спектре ЛФ_{АГР} ВСА_{ма} наблюдаются два плохо разрешенных пика с максимумами ~30 и ~25 м. д. (характеризующих терминальные метильные группы; метиленовые группы, соседствующие с акцепторными карбоксилами и карбонилами в липидах и восках, а также ацетильные группы, присутствующие в гемицеллюлозах). Таким образом, в спектре ЛФ_{АГР} ВСА_{ми} очевидно преобладание длинноцепочечных Alk фрагментов растительного происхождения.

Практически одинаковая величина индекса разложения (DI) ЛФ_{АГР} в ВСА_{ми} и ВСА_{ма} предполагает ее независимость от размерности ВСА, то есть органический материал подвергается биодеградации примерно в равной мере вне зависимости от размера ВСА с тенденцией к некоторому уменьшению интенсивности процессов в ВСА_{ми}. Это подтверждается величинами отношения C/N в них: 13.8 (ВСА_{ма}) против 14.2 (ВСА_{ми}). Следует отметить, что по мере уменьшения размера ВСА несколько увеличивается селективное накопление ΣAr фрагментов на фоне утилизации более привлекательных для микроорганизмов O-Alk фрагментов: степень ароматичности (ARI) ЛФ_{АГР} в

ВСА_{ми} несколько больше по сравнению с таковой в ВСА_{ма}: 0.53 против 0.50, соответственно.

Спектры ЛФ_{АГР}, локализованного в ВСА_{ма}, резко различаются по вариантам землепользования. В варианте пар вклад ΣAr фрагментов становится доминирующим, и резко увеличивается индекс ароматичности ОВ (ARI) (>1.3 раза), значительно уменьшается доля O-Alk фрагментов (>1.6 раза). Причем, за исключением аномерных атомов сахаров (в 1.3 раза), величина уменьшения доли всех компонентов фрагментов O-Alk группы колеблется в пределах 1.6–1.8 раза, то есть истощаются запасы всех углеводов, включая целлюлозу. В варианте пар по сравнению с вариантом степь закономерно больше степень разложения ОВ (DI): 0.67 против 0.56, соответственно. Это сопровождается уменьшением вклада полипептидов (в 1.3 раза), что указывает на значительное сокращение количества микробной биомассы, а также продуктов ее жизнедеятельности и распада. Следует отметить, что общее содержание Alk фрагментов в ЛФ_{АГР} ВСА_{ма} варианта пар меньше, чем в варианте степь (11.0 против 14.9%, соответственно). Однако интегральный показатель гидрофобности (HI) для варианта пар значительно выше: 1.12 против 0.81, соответственно. В основном за счет значительно большего вклада незамещенных кислородом ароматических фрагментов (Ar) (в 1.4 раза): 41.8 (пар) против 30.0 (степь).

Сравнительный анализ ЛФ_{АГР} в ВСА_{ми} контрастных вариантов землепользования выявил тенденции, аналогичные ВСА_{ма}, однако они носят более выраженный характер. Так, доля $\Sigma\text{O-Alk}$ фрагментов снижается в 1.9 (ВСА_{ми}) против 1.6 раза (ВСА_{ма}). ΣAr фрагменты в ВСА_{ми} в варианте пар, аналогично ВСА_{ма}, являются доминирующими, однако их доля увеличивается более резко: в 1.5 против 1.4 раза, соответственно. Степень разложения (DI) ЛФ_{АГР} в ВСА_{ми}, наряду с интегральной степенью ароматичности (ARI) в варианте пар по сравнению с вариантом степь, увеличивается в 1.2 и 1.4 раза, соответственно. Количество полипептидов в ЛФ_{АГР} в ВСА_{ми} уменьшается более резко по сравнению с ВСА_{ма}: в 1.4 против

1.3 раза, соответственно. Видимо, это свидетельствует о худших экологических условиях в $ВСА_{ми}$ по сравнению с $ВСА_{ма}$, в том числе за счет уменьшения размера структурных отдельностей, размера пор внутри них и, как следствие, ухудшения влаго- и газообмена. Содержание Alk фрагментов в $ЛФ_{АГР}$ в $ВСА_{ми}$ в варианте пар и степень его гидрофобности (HI) существенно меньше таковых варианта степь (>1.5 раза). Увеличение степени гидрофобности $ЛФ_{АГР}$ в $ВСА_{ми}$ варианта пар негативно отражается на его способности к адгезии. Следовательно, способность $ЛФ_{АГР}$ к адгезии в варианте пар снижается по мере уменьшения размерности $ВСА$.

Таким образом, негативные изменения химической структуры $ЛФ_{АГР}$ в результате длительного функционирования почвы в режиме чистого пара более выражены в $ВСА_{ми}$.

ОВ илстой фракции (размер <1 мкм, плотность >1.8 г/см³). Спектры *ОВ* илстой фракции в $ВСА_{ма}$ отличаются от таковых $ЛФ_{АГР}$ (степь), прежде всего, увеличением долевого участия Alk и $O-Alk$ фрагментов: в 1.3 и 1.1 раза соответственно. Это сопровождается уменьшением в 1.3 раза доли ΣAg фрагментов. Следует отметить приблизительно равные доли $O-Alk$ и ΣAg фрагментов ($\sim 30\%$ от общего интеграла). Отмеченное незначительное увеличение количества $O-Alk$ фрагментов в илстой фракции по сравнению с $ЛФ_{АГР}$ в основном обусловлено присутствием первичных (CH_2-OH) и вторичных ($CH-OH$) спиртовых групп, то есть за счет наиболее легкоокисляемых фрагментов. Это указывает на привнесение более свежего углеводного материала, вероятно, микробного происхождения. Увеличение содержания $O-Alk$ фрагментов при переходе от $ЛФ_{АГР}$ к илстой фракции свидетельствуют, что $O-Alk-C$ растительного происхождения преобразуется в микробиологически переработанный $O-Alk-C$ [20].

Увеличение доли Alk фрагментов в илстой фракции относительно $ЛФ_{АГР}$ обусловлено большим содержанием полипептидов (25.8 против 17.7, соответственно), и лишь отчасти липидов (9.7 против 7.8, соответственно). При этом соотношение интенсивностей сигналов при 30 и 20 м. д. свидетельствует, что в Alk фрагментах *ОВ* илстой фракции преобладают длинноцепочечные структуры, являющиеся наиболее гидрофобной составляющей частью *ОВ*. Некоторые авторы объясняют обогащение илстой фракции длинноцепочечными алкильными структурами сильным взаимодействием между устойчивыми формами *ОВ* и минералами почвы [14]. Другие предполагают, что увеличение ассоциации с минералами [20] и одновременная дегградация *ОВ* растительного и микробного происхождения являются результа-

том селективного расщепления короткоцепочечных алифатических соединений и преимущественного сохранения устойчивых длинноцепочечных биополимеров [28]. В частности, показано, что разные соединения взаимодействуют с глинистыми минералами по-разному; состав сорбированного материала зависит от типа глинистого минерала [7, 17, 21, 36]. Исследования показали, что полиметиленовые структуры преимущественно сорбируются каолинитом и монтмориллонитом [17, 21, 36]. Наши аналитические данные подтвердили наличие связи между количеством Alk структур и содержанием смектитов, однако связи с каолинитом не обнаружено. В то же время выявлена связь с иллитами (максимальный коэффициент корреляции). Коэффициент корреляции (R^2 при $P < 0.05$) увеличивался в следующей последовательности: каолинит + хлорит (0.18) $<$ смектиты (0.44) $<$ иллиты (0.58).

Резкое увеличение в илстой фракции по сравнению с $ЛФ_{АГР}$ доли $Alk-C$ и полипептидов (в 1.5 раза) может быть обусловлено присутствием продуктов жизнедеятельности и распада новой синтезированной микробной биомассы с высоким содержанием Alk фрагментов [8, 19, 26]. Ранее, с помощью электронной микроскопии показано, что обломки клеток (клеточные стенки и слизь), часто бывают непосредственно связаны с минеральными частицами [13, 24, 27].

Степень разложения *ОВ* илстой фракции по сравнению с таковой $ЛФ_{АГР}$ увеличивается в 1.2 раза. Это свидетельствует, что разложение *ОВ* в почвах следует континууму от свежих и частично разложенных органических материалов в $ЛФ_{СВ}$ и $ЛФ_{АГР}$ до значительно/полностью переработанных в илстой фракции. Степень ароматичности (ARI) уменьшается (>1.3 раза): 0.38 против 0.50 соответственно, а степень гидрофобности (HI) понижается незначительно: 0.75 против 0.81, соответственно.

Таким образом, *ОВ* илстой фракции по сравнению с $ЛФ_{АГР}$ более алифатично и менее ароматично и характеризуется большей степенью разложения. Это подтверждается увеличением доли Alk и $O-Alk$ фрагментов на фоне сокращения доли ΣAg структур. Доля продуктов микробного происхождения в составе *ОВ* илстой фракции намного больше, чем в $ЛФ_{АГР}$, что подтверждается резким увеличением доли полипептидов (в 1.5 раза).

Спектры илстой фракции в $ВСА_{ма}$ и $ВСА_{ми}$ (степь) очень близки между собой: $O-Alk$ и ΣAg фрагменты вносят одинаковые вклады ($\sim 30\%$). В качестве различий можно указать незначительное уменьшение в $ВСА_{ми}$ доли ΣAg и Alk фрагментов на фоне увеличения доли карбоксильных групп по сравнению с таковыми в $ВСА_{ма}$.

Степень разложения (DI) ОВ илистой фракции в ВСА_{ми} по сравнению таковой в ВСА_{ма} меньше: 0.59 против 0.67, соответственно, что, наряду с незначительным уменьшением степени ароматичности (ARI) (0.37 против 0.38 соответственно), согласуется с большей величиной отношения C/N (9.5 против 9.2 соответственно) [42]. И сопровождается незначительным уменьшением индекса гидрофобности (HI) ОВ илистой фракции в ВСА_{ми} по сравнению с ВСА_{ма}: 0.66 против 0.75, соответственно. Все это свидетельствует о наличии большего по сравнению с ВСА_{ма} количества лабильных компонентов в илистой фракции в ВСА_{ми}.

Спектры ОВ илистой фракции в ВСА_{ма} различаются по вариантам землепользования. По сравнению с вариантом степь в илистой фракции ВСА_{ма} варианта пар наблюдается уменьшение доли О-Alk фрагментов (в 1.3 раза), преимущественно за счет уменьшения доли метоксильных и первичных спиртовых (CH₂-OH) групп. Доля ΣAg фрагментов увеличивается (>1.2 раза), а Alk фрагментов уменьшается незначительно (~ в 1.1 раза), что обусловлено сокращением доли полипептидов и липидов.

В илистой фракции в ВСА_{ма} варианта пар, аналогично ЛФ_{АГР}, наблюдается незначительное увеличение индекса гидрофобности ОВ: 0.81 против 0.75 (степь). Предполагая, что степень гидрофобности ОВ ила является определяющим фактором для размера илистых микроагрегатов, можно ожидать, что в варианте пар он будет меньше такового варианта степь [6]. Действительно, аналитические данные свидетельствуют о статистически значимом уменьшении (в 1.3 раза) величины среднего диаметра (D) илистых частиц в ВСА_{ма} варианта пар по сравнению с таковой варианта степь: 315.2 ± 1.4 против 397.3 ± 6.7 нм соответственно.

Степень разложения (DI) ОВ ила в ВСА_{ма} в варианте пар по сравнению с вариантом степь повышается незначительно (0.73 против 0.67 соответственно) на фоне большего увеличения степени ароматичности (ARI) (>1.2 раза): 0.47 против 0.38 соответственно. Величина отношения C/N в варианте пар существенно больше по сравнению с вариантом степь: 10.9 против 9.2, соответственно. Однако большую степень зрелости ОВ ила в ВСА_{ма} подтверждают повышенные по сравнению с вариантом степь значения индексов DI и ARI.

Спектры ОВ ила, локализованного в ВСА_{ми}, аналогичны таковым в ВСА_{ма} и существенно различаются по вариантам землепользования. Так, суммарное содержание О-Alk в ВСА_{ми} аналогично таковому в ВСА_{ма}, уменьшается (>1.2 раза) на фоне более значительного уменьшения доли аномерных атомов С в ВСА_{ми} (в 1.3 против 1.1 раза со-

ответственно) и менее значительного снижения доли спиртовых групп (1.2 против 1.3 раза соответственно). Доля ΣAg фрагментов в ВСА_{ми} практически не меняется (29–30% интенсивности), в отличие от ВСА_{ма}, где она увеличивается в 1.2 раза. Доля Alk фрагментов увеличивается (>1.3 раза), в отличие от ВСА_{ма}, где наблюдается ее уменьшение (>1.1 раза). В алкильной области спектра интенсивность сигнала при 30 м. д. очень высока, а при 20 м. д. пик практически отсутствует. Это может свидетельствовать, что в варианте пар в основном сохранились длинноцепочечные компоненты восков.

Степень разложения (DI) ОВ ила в ВСА_{ми} в варианте пар по сравнению с вариантом степь существенно увеличивается: 0.95 против 0.59, соответственно (в 1.6 раза) на фоне почти неизменной степени ароматичности (ARI): 0.38 против 0.37, соответственно. Это сопровождается увеличением степени гидрофобности (HI) (в 1.3 раза): 0.84 против 0.66 соответственно, что отражается на величине среднего диаметра (D) илистых частиц, локализованных в ВСА_{ми} варианта пар, по сравнению с таковой варианта степь: 293.0 ± 6.5 против 396.1 ± 5.2 нм соответственно.

Таким образом, аналитические данные свидетельствуют о чуть меньшей степени зрелости ОВ илистой фракции в ВСА_{ми} по сравнению с таковой в ВСА_{ма}, что согласуется с представлениями об увеличении степени защиты ОВ по мере уменьшения размера структурных отдельностей. Следует отметить большие изменения для ОВ илистой фракции в ВСА_{ми} по сравнению с ВСА_{ма}, что отражается в величинах увеличения индексов разложения (в 1.6 против 1.1 соответственно) и гидрофобности (1.3 против 1.1 раза соответственно), а также более резком увеличении доли Alk фрагментов (>1.3 против 1.1 раза соответственно).

ОВ фракции остаток. Органическая составляющая фракции остаток, как и в илистой фракции, представлена, преимущественно ОВ микроагрегатов илистых частиц (в данном случае, устойчивых в УЗ-поле) [4, 19]. Поэтому спектры ОВ остатка близки таковым илистой фракции, а отличия обусловлены большей степенью гетерогенности состава фракции остаток, в частности, присутствием в нем фракции микроагрегатов плотностью 1.8–2.0 г/см³, которую иногда относят к легким фракциям [1, 19]. Во фракции остаток наблюдается незначительное увеличение доли всех основных органических фрагментов, исключая Alk: О-Alk, ΣAg, карбоксильных групп. Величина отношения C/N фракции остаток в ВСА_{ма} больше таковой илистой фракции (9.9 против 9.2 соответственно).

Приведенные характеристики химической структуры свидетельствуют о меньшей степени микробиологической переработки органиче-

ского материала во фракции остаток по сравнению с таковой илистой фракции. Это подтверждается меньшими величинами степени разложения (DI) и ароматичности (ARI) ОВ фракции остаток, локализованной в ВСА_{ми}.

Спектры ОВ остаток в ВСА_{ми} очень близки ОВ ила (степь) из тех же структурных отдельностей и мало отличаются от таковых ОВ остатка в ВСА_{ма}. Наиболее заметные различия зафиксированы лишь для Alk фрагментов, доля которых в ВСА_{ми} уменьшается по сравнению с ВСА_{ма} в 1.2 раза. Следует отметить пониженное количество полипептидов (>1.1 раза) и липидов (в 1.3 раза). ОВ фракции остаток в ВСА_{ми} по сравнению с таковым в ВСА_{ма} характеризуется меньшей степенью разложения (DI) (0.54 против 0.62 соответственно), что согласуется с большей величиной отношения C/N в ВСА_{ми} (10.5 против 9.9 соответственно); несколько большей степенью ароматичности (ARI) по сравнению с таковой в ВСА_{ма} (0.38 против 0.35 соответственно). Спектр ОВ фракции остаток в свободных ВСА_{ма} демонстрирует меньший вклад длинноцепочечных соединений в алкильную область спектра, чем в ВСА_{ма}. Это отражается в пониженной величине степени гидрофобности (HI) ОВ фракции остаток в ВСА_{ми} по сравнению с таковой в ВСА_{ма}: 0.65 против 0.71 соответственно.

Спектры ОВ фракции остаток, локализованного в ВСА_{ма}, различаются по вариантам землепользования. В варианте пар отмечаются пониженные доли O-Alk (в 1.1 раза), Alk (в 1.2 раза) фрагментов на фоне увеличения доли ΣAg фрагментов (>1.2 раза). При этом увеличение доли ΣAg фрагментов происходит за счет незамещенных ароматических веществ (Ar).

Величина отношения C/N ОВ фракции остаток в ВСА_{ма} для варианта пар больше таковой варианта степь (11.8 против 9.9 соответственно). Возможно, это является следствием активной утилизации N илистых микроагрегатов (устойчивых в УЗ-поле) фракции остаток, локализованных в составе ВСА_{ма}, ОВ которых вносит определяющий вклад в органическую составляющую фракции остаток. Степень разложения (DI) в варианте пар несколько меньше таковой варианта степь (0.57 против 0.62 соответственно). Однако повышенные величины степени ароматичности (ARI) (0.43 против 0.35 соответственно) и гидрофобности (HI) (0.76 против 0.71 соответственно) позволяют говорить о большей степени микробиологической переработки органического материала в варианте пар и соответственно о большей зрелости ОВ.

Для ОВ фракции остаток в ВСА_{ми} варианта пар отмечены аналогичные, но значительно более выраженные по сравнению с ВСА_{ма} тенденции в из-

менении характера распределения C по разным фрагментам ОВ: уменьшение доли O-Alk фрагментов (1.6 против 1.1 раза соответственно); вклада ΣAg фрагментов (1.5 против 1.2 раза соответственно). Уменьшение доли полипептидов в ВСА_{ми} по сравнению с таковой в ВСА_{ма} носит более выраженный характер: в 1.3 против 1.2 раза, соответственно, что свидетельствует о снижении микробиологической активности в ВСА_{ми}. Степень разложения (DI) и гидрофобности (HI) ОВ фракции остаток в ВСА_{ми} в варианте пар больше в 1.2 раза таковых варианта степь (0.66 против 0.54 и 0.82 против 0.65 соответственно) на фоне более значительного увеличения степени ароматичности (ARI) (в 1.5 против 1.2 раза); величина отношения C/N в варианте пар больше таковой в варианте степь (13.1 против 10.5 соответственно).

Вышеперечисленное свидетельствует, что ОВ фракции остаток в ВСА_{ми} более чувствительно к изменению варианта землепользования по сравнению с таковым в макроагрегатах, а также с илистой фракцией, выделенной из тех же структурных отдельностей. Можно утверждать, что ОВ фракции остаток по сравнению с илистой фракцией менее ароматично при приблизительно равном содержании Alk и увеличенном O-Alk фрагментов, что отражается в меньшей величине степени разложения. Доля продуктов микробного происхождения в составе ОВ фракции остаток меньше таковой илистой фракции ОВ, что подтверждается незначительным уменьшением доли полипептидов. ОВ фракции остаток характеризуется меньшей степенью гидрофобности. Возможно, отмеченные отличия ОВ фракции остаток от илистой, во многом, обусловлены большей степенью гетерогенности состава фракции остаток.

Согласно величинам основных расчетных индексов ОВ (DI, ARI, HI), можно говорить о чуть меньшей зрелости ОВ фракции остаток в ВСА_{ми}, аналогично илистой фракции по сравнению с таковой в ВСА_{ма}, что согласуется с представлениями об увеличении степени защиты ОВ по мере уменьшения размера структурных отдельностей. Следует отметить, что фракция остаток в ВСА_{ми} в большей степени подвержена изменениям при длительном функционировании почвы в режиме чистого пара.

Модели множественной линейной регрессии для прогнозирования величины отношения C/N. Учитывая существенные различия в химической структуре выделенных пулов ОВ, целесообразно разделить весь массив аналитических данных на два блока: преимущественно органические фракции (дискретное ОВ) и органо-минеральные (ил и остаток).

Дискретное ОВ (ЛФ_{СВ} и ЛФ_{АГР}). ОВ легких фракций представлено органическим материалом растительного, микробного, животного происхождения разной степени разложения. Следовательно,

можно ожидать, что величина отношения C/N определяется, в первую очередь, количеством углеводов, степенью ароматичности и разложения органического материала. Действительно, наилучшая модель ($r = 0.9998$), в которой все параметры были значимыми ($P < 0.05$), включала степень ароматичности (ARI) и степень разложения (DI) органического материала, количество углерода углеводов (Carbohydrates) и карбоксильных групп (COOH) (табл. 2, рис. 2). При этом корреляция величины C/N с количеством COOH-групп (самых окисленных функциональных групп ОВ) – отрицательная. Это согласуется с литературными данными об интенсивном окислении ОВ микроорганизмами, включая стабильные пулы, для обеспечения питательными ресурсами, в частности азотом, в условиях недостаточного поступления свежего органического материала [29–32]. Соответственно, увеличение величины отношения C/N в ОВ варианта пар отражает не его недостаточную зрелость, а потери азота в результате деградации.

ОВ ила и фракции остаток преимущественно ассоциировано с глинистыми минералами. Учитывая, предполагаемую высокую степень деградации ОВ в варианте пар, можно ожидать, что на величину отношения C/N, в первую очередь, будут влиять степень окисленности ОВ, количество углеводов и ароматических фрагментов. Действительно, наилучшая модель ($r = 0.996$), в которой все параметры были значимыми ($P < 0.05$), включала общее количество ароматических фрагментов (ΣAr), количество С углеводов (Carbohydrates) и количество карбоксильных групп (COOH) (табл. 3).

Модель множественной линейной регрессии для прогнозирования величины среднего эффективного диаметра (D) илстых частиц. Учитывая комплексность параметра среднего диаметра (D), рассчитали модель множественной линейной регрессии для прогнозирования величины данного параметра. Исходили из предположения, что степень гидрофобности ОВ является определяющей для размера илстых частиц. Действительно, наилучшая модель ($r = 0.9997$), в которой все параметры были значимыми ($P < 0.05$), включала индекс гидрофобности (HI), содержание илстых частиц (Clay), величину концентрации углерода в илистой фракции

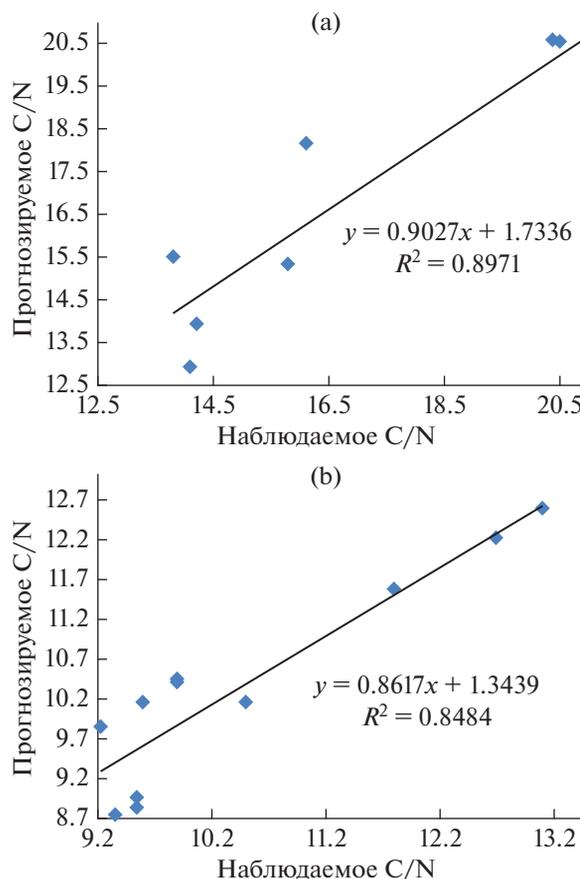


Рис. 2. Графики корреляции аналитических и модельных данных по величине C/N: дискретное ОВ (ЛФ_{СВ}, ЛФ_{АГР}) ($C/N = f(ARI, Carbohydrates, DI, COOH)$), $n = 10$, $R_{adj}^2 = 0.90$, $P < 0.05$) (а); минерально-ассоциированное ОВ (ил, остаток) ($C/N = f(\Sigma Ar, Carbohydrates, COOH)$), $n = 12$, $R_{adj}^2 = 0.85$, $P < 0.05$) (б).

($C_{ил}$) и долю смектитов в составе глинистых минералов (табл. 4).

Таким образом, величина среднего диаметра определяется, главным образом, соотношением гидрофильных и гидрофобных фрагментов ОВ, стабилизированного глинистыми частицами (HI):

Таблица 3. Коэффициенты полиномиальной статистической модели C/N ОВ ила и фракции остаток $y = A_0 + A_1x_1 + A_2x_2 + A_3x_3$

Параметр	A	Значение	Стандартная ошибка	t-значение	Уровень значимости (P)	R_{adj}^2
x_1	A_1	0.41143	0.05688	7.23357	4.90×10^{-5}	0.9956
x_2	A_2	0.28617	0.05267	5.43375	4.14×10^{-4}	
x_3	A_3	-0.4391	0.16612	-2.64333	0.02677	

Примечание: $x_1 = \Sigma Ar$ (% интенсивности); $x_2 = Carbohydrates$ (% интенсивности); $x_3 = COOH$ (% интенсивности); $n = 12$; RMSE = 0.69; $P < 0.05$.

Таблица 4. Коэффициенты полиномиальной статистической модели $D = A_0 + A_1x + A_2x_2 + A_3x_3$

Параметр	A	Значение	Стандартная ошибка	t -значение	Уровень значимости (P)	R_{adj}^2
	A_0	-1301.0679	76.35304	-17.04016	0.03732	
x_1	A_1	-2110.9673	103.6232	-20.37157	0.03123	0.9968
x_2	A_2	136.64677	5.4856	24.91008	0.02554	
x_3	A_3	86.17107	3.01282	28.60151	0.02225	
x_4	A_4	-7.57556	0.6038	-12.54656	0.05063	

Примечание. x_1 – $NI = (Alk + Ar)/(O-Me + \sum O-Alk + Carboxyl + Carbonyl + Phenolic)$; x_2 – ил (%); x_3 – $C_{ил}$ (% во фракции); x_4 – смектиты (% от \sum минералов); RMSE = 2.91; $P < 0.05$.

чем меньше гидрофобных фрагментов, тем больше размер илистых микроагрегатов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Впервые проведенные исследования химической структуры пулов ОВ водоустойчивых макро- и свободных микроагрегатов типичного чернозема в контрастных вариантах землепользования выявили меньшую степень зрелости ОВ, локализованного в свободных микроагрегатах, по сравнению с таковым в макроагрегатах, что согласуется с общепринятым мнением об увеличении степени физической защиты ОВ по мере уменьшения размера структурных отдельностей.

Негативное влияние длительного функционирования почвы в режиме чистого пара (52 г.) отражается в резком увеличении интегральных показателей химической структуры (DI, ARI, NI) во всех исследованных пулах ОВ. Однако для свободных микроагрегатов эти негативные изменения носят более выраженный характер. Исключение отмечено для свободного ОВ (ЛФ_{СВ}) макроагрегатов, химическая структура которого характеризуется пре-

дельно негативными интегральными показателями степени разложения, ароматичности и гидрофобности.

Вне зависимости от варианта землепользования макроагрегаты стабилизируют больше углерода по сравнению со свободными микроагрегатами: в 1.4 (степь) и 1.6 раза (пар). Вне зависимости от размера структурных отдельностей в варианте степь уровень накопления углерода всегда больше, чем в варианте пар: в 1.3 (ВСА_{ма}) и 1.5 раза (ВСА_{ми}).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Артемьева З.С.* Органические и органо-глинистые комплексы агрогенно-деградированных почв. Автореф. дис ... докт. биол. н. М., 2008. 48 с.
2. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 223 с.
3. *Когут Б.М., Артемьева З.С., Кириллова Н.П., Яшин М.А., Сошникова Е.И.* Компонентный состав органического вещества воздушно-сухих и водоустойчивых макроагрегатов 2–1 мм типичного чернозема в условиях контрастного землепользования // Почвоведение. 2019. № 2. С. 161–170. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19020084>
4. *Федотов Г.Н., Артемьева З.С.* Коллоидная составляющая грануло-денсиметрических фракций почв // Почвоведение. 2015. № 1. С. 61–70. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15010049>
5. *Хан Д.В.* Органо-минеральные соединения и структура почвы. М.: Наука, 1969. 141 с.
6. *Artemyeva Z., Danchenko N., Kolyagin Yu., Kirillova N., Kogut B.* Chemical structure of soil organic matter and its role in aggregate formation in Haplic Chernozem under the contrasting land use variants // Catena. 2021. V. 204. P. 105403. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105403>
7. *Asselman T., Garnier G.* Adsorption of model wood polymers and colloids on bentonites // Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects. 2000. V. 168. P. 175–182. [https://doi.org/10.1016/S0927-7757\(00\)00430-1](https://doi.org/10.1016/S0927-7757(00)00430-1)

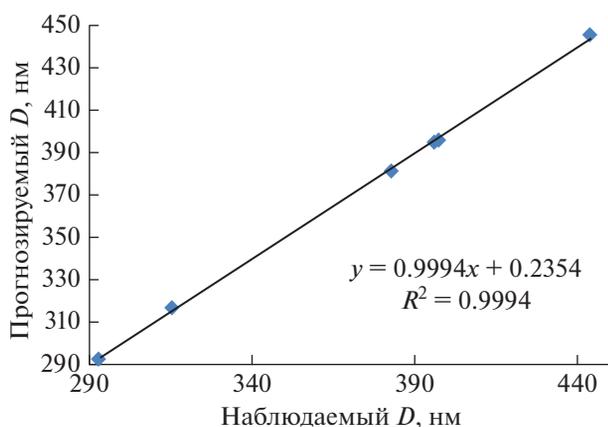


Рис. 3. График корреляции аналитических и модельных данных по величине D ($D = f(NI, \text{ил}, C_{\text{ил}}, \text{смектиты})$, $n = 6$, $R_{adj}^2 = 0.999$; $P < 0.05$).

8. *Baldock J.A., Oades J.M., Vassallo A.M., Wilson M.A.* Solid-state CP/MAS ^{13}C NMR analysis of bacterial and fungal cultures isolated from a soil incubated with glucose // *Australian J. Soil Res.* 1990. V. 28. P. 213–225. <https://doi.org/10.1071/SR9900213>
9. *Beare M.H., Cabrera M.L., Hendrix P.F., Coleman D.C.* Aggregate-protected and unprotected pools of organic matter in conventional and no-tillage ultisols // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1994. V. 58. P. 787–795. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800030021x>
10. *Bossuyt H., Six J., Hendrix P.F.* Aggregate-protected carbon in no-tillage and conventional tillage agroecosystems using carbon-14 labeled plant residue // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2002. V. 66. P. 1965–1973. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1965>
11. *Cambardella C.A., Elliott E.T.* Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1993. V. 57. P. 1071–1076. <https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700040032x>
12. *Cates A.M., Ruark M.D., Hedtcke J.L., Posner J.L.* Long-term tillage, rotation and perennialization effects on particulate and aggregate soil organic matter // *Soil Till. Res.* 2016. V. 155. P. 371–380. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.09.008>
13. *Chenu C., Stotzky G.* Interactions between microorganisms and soil particles: An overview // *Interactions between Soil Particles and Microorganisms – Impact on the Terrestrial Ecosystem.* Chichester: John Wiley & Sons, 2002. P. 3–39.
14. *Clemente J.S., Simpson A.J., Simpson M.J.* Association of specific organic matter compounds in size fractions of soils under different environmental controls // *Org. Geochem.* 2011. V. 42. P. 1169–1180. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2011.08.010>
15. *Danchenko N.N., Artemyeva Z.S., Kolyagin Yu.G., Kogut B.M.* Features of the chemical structure of different organic matter pools in Haplic Chernozem of the Streletskaya steppe: ^{13}C MAS NMR study // *Environ. Res.* 2020. V. 191. P. 110205. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110205>
16. *Elliott E.T.* Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1986. V. 50. P. 627–633. <https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000030017x>
17. *Feng X., Simpson A.J., Simpson M.J.* Chemical and mineralogical controls on humic acid sorption to clay mineral surfaces // *Org. Geochem.* 2005. V. 36(11). P. 1553–1566. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2005.06.008>
18. *Jastrow J.D.* Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral associated organic matter // *Soil Biol. Biochem.* 1996. V. 28. P. 656–676. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00159-X](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00159-X)
19. *Golchin A., Oades J.M., Skjemstad J.O., Clarke P.* Soil structure and carbon cycling // *Australian J. Soil Res.* 1994. V. 32. P. 1043–68. <https://doi.org/10.1071/SR9941043>
20. *Golchin A., Baldock J.A., Oades J.M.* A model linking organic matter decomposition, chemistry, and aggregate dynamic // *Soil Processes and the Carbon Cycle.* 1997. P. 245–266.
21. *Ghosh S., Wang Z.-Y., Kang S., Bhowmik P.C., Xing B.* Sorption and fractionation of a peat derived humic acid by kaolinite, montmorillonite and goethite // *Pedosphere.* 2009. V. 19(1). P. 21–30. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(08\)60080-6](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(08)60080-6)
22. *Gupta V.V.S.R., Germida J.J.* Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregate size classes as affected by cultivation // *Soil Biol. Biochem.* 1988. V. 20. P. 777–786. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(88\)90082-X](https://doi.org/10.1016/0038-0717(88)90082-X)
23. *Hatcher P.G., Schnitzer M., Dennis L.W., Maciel G.E.* Aromaticity of humic substances in soils // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1981. V. 45. P. 1089–1094. <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500060016x>
24. *Huang P.M., Wang M.K., Chiu C.Y.* Soil mineral-organic matter-microbe interactions: Impacts on biogeochemical processes and biodiversity in soils // *Pedobiol.* 2005. V. 49. P. 609–635. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.06.006>
25. *Knicker H.* Solid state CP/MAS ^{13}C and ^{15}N NMR spectroscopy in organic geochemistry and how spin dynamics can either aggravate or improve spectra interpretation // *Org. Geochem.* 2011. V. 42(8). P. 867–890. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2011.06.019>
26. *Kölbl A., Kögel-Knabner I.* Content and composition of free and occluded particulate organic matter in a differently textured arable Cambisol as revealed by solid-state ^{13}C NMR spectroscopy // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2004. V. 167. P. 45–53. <https://doi.org/10.1002/jpln.200321185>
27. *Kopittke P.M., Dalal R.C., Hoeschen C. et al.* Soil organic matter is stabilized by organo-mineral associations through two key processes: The role of the carbon to nitrogen ratio // *Geoderma.* 2020. V. 357. P. 113974. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113974>
28. *Lichtfouse E., Chenu C., Baudin F. et al.* A novel pathway of soil organic matter formation by selective preservation of resistant straight-chain biopolymers: chemical and isotope evidence // *Org. Geochem.* 1998. V. 28(6). P. 411–415. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(98\)00005-9](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(98)00005-9)
29. *Manzoni S., Porporato A.* Soil carbon and nitrogen mineralization: Theory and models across scales // *Soil Biol. Biochem.* 2009. V. 41. P. 1355–1379. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.02.031>
30. *Manzoni S., Trofymow J.A., Jackson R. B., Porporato A.* Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter // *Ecological Monographs.* 2010. V. 80(1). P. 89–106. <https://doi.org/10.1890/09-0179.1>
31. *Mooshammer M., Wanek W., Haemmerle I. et al.* Adjustment of microbial nitrogen use efficiency to carbon: nitrogen imbalances regulates soil nitrogen cycling // *Nature Commun.* 2014. V. 5. P. 3694. [www.nature.com/naturecommunications](https://doi.org/10.1038/ncomms4694) <https://doi.org/10.1038/ncomms4694>
32. *Nicolás C., Martin-Bertelsen T., Floudas D., Bentzer J., Smits M., Johansson T., Troein C., Persson P., Tunlid A.* The soil organic matter decomposition mechanisms in ectomycorrhizal fungi are tuned for liberating soil organic nitrogen // *ISME J.* 2019. V. 13. P. 977–988. <https://doi.org/10.1038/s41396-018-0331-6>
33. *O'Brien S.L., Jastrow J.D.* Physical and chemical protection in hierarchical soil aggregates regulates soil carbon and nitrogen recovery in restored perennial grasslands // *Soil Biol. Biochem.* 2013. V. 61. P. 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.031>

34. *Rabbi S.M.F., Wilson B.R., Lockwood P.V., Daniel H., Young I.M.* Aggregate hierarchy and carbon mineralization in two Oxisols of New South Wales, Australia // *Soil Till. Res.* 2015. V. 146. P. 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.008>
35. *Seech A.G., Beauchamp E.G.* Denitrification in soil aggregates of different sizes // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1988. V. 52. P. 1616–1621. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ1988.03615995005200060019X>
36. *Simpson A.J., Simpson M.J., Kingery W.L. et al.* The application of 1H high-resolution magicangle spinning NMR for the study of clay–organic associations in natural and synthetic complexes // *Langmuir.* 2006. V. 22(10). P. 4498–4503. <https://doi.org/10.1021/la052679w>
37. *Six J., Elliott E.T., Paustian K.* Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture // *Soil Biol. Biochem.* 2000. V. 32. P. 2099–2103. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00179-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00179-6)
38. *Soinne H., Hyväluoma J., Ketoja E., Turtola E.* Relative importance of organic carbon, land use and moisture conditions for the aggregate stability of post-glacial clay soils // *Soil Till. Res.* 2016. V. 158. P. 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.10.014>
39. *Tisdall J.M., Oades J.M.* Organic matter and water-stable aggregates in soils // *J. Soil Sci.* 1982. V. 33. P. 141–163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>
40. *Totsche K.U., Amelung W., Gerzabek M.H. et al.* Microaggregates in soils // *J. Plant Nut. Soil Sci.* 2018. V. 181(1). P. 104–136. <https://doi.org/10.1002/jpln.201600451>
41. *Wagai R., Mayer L.M., Kitayama K.* Nature of the “occluded” low-density fraction in soil organic matter studies: A critical review // *Soil Sci. Plant Nut.* 2009. V. 55(1). P. 13–25. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2008.00356.x>
42. *Wander M.M., Yang X.* Influence of tillage on the dynamics of loose- and occluded particulate and humified organic matter fractions // *Soil Biol. Biochem.* 2000. V. 32. P. 1151–1160. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00031-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00031-6)
43. *Wild A.* Russell’s soil conditions and plant growth. John Wiley and Sons, Inc. 1988.
44. World reference base for soil resources 2014. A framework for international classification, correlation and communication, Word Soil Resource Report 106. FAO. Rome. 2014. 181 p.
45. *Xu S., Silveira M.L., Ngatia L.W., Normand A.E. et al.* Carbon and nitrogen pools in aggregate size fractions as affected by sieving method and land use intensification // *Geoderma.* 2017. V. 305. P. 70–79. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.044>

Chemical Structure of Organic Matter of Water-Stable Structural Units in Haplic Chernozem under Contrasting Land Use Variants: Solid State CP-MAS ¹³C-NMR Spectroscopy

Z. S. Artemyeva^{1, *}, N. N. Danchenko¹, Yu. G. Kolyagin², N. P. Kirillova³,
E. V. Tsomaeva¹, and B. M. Kogut¹

¹ *Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia*

² *Faculty of Chemistry, Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

³ *Soil Science Faculty, Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

*e-mail: artemyevazs@mail.ru

The chemical structure of different soil organic matter (OM) pools of water-stable macro- and free microaggregates isolated from the surface horizons of Haplic Chernozem in contrasting variants of land use (steppe and bare fallow) has been studied. It was revealed that with a decrease in the size of structural units, the degree of physical protection of their OM increases: a lower degree of decomposition, aromaticity, and hydrophobicity of OM within microaggregates compared to those within macroaggregates. The negative effect of the long-term functioning of the soil in the bare fallow regime is reflected in a sharp increase in the integral indices of the chemical structure in all studied OM pools; this is more pronounced for free microaggregates.

The proposed models of multiple linear regression to predict the C/N value ($R_{adj}^2 = 0.993$, $P < 0.05$ – for free and occluded particulate organic matter (POM), and $R_{adj}^2 = 0.996$, $P < 0.05$ – for clay-bound OM and Residue clearly reflect its increase in the bare fallow due to the marginal losses of Nitrogen in SOM, which in its status is close to the degraded one. The proposed models of multiple linear regression to predict the average effective diameter of the clay particles ($R_{adj}^2 = 0.997$, $P < 0.05$) clearly demonstrated that it is determined by the quantity and quality of the clay-bound OM: C_{clay} and the balance of hydrophilic and hydrophobic fragments, respectively; as well as the quantity and quality of the mineral matrix itself (e.g., the clay content and the mineralogical composition of the clay).

Keywords: granular density metric fractionation, ¹³C-NMR-spectroscopy, average diameter of clay particles

УДК 631.4

ГИДРОЛОГИЧЕСКИЙ РЕЖИМ БУРОЗЕМОВ В АГРОЛАНДШАФТАХ САМБИЙСКОЙ РАВНИНЫ (КАЛИНИНГРАДСКАЯ ОБЛАСТЬ)

© 2022 г. О. А. Анциферова*

Калининградский государственный технический университет, Советский пр-т, 1, Калининград, 236022 Россия

*e-mail: anciferova@inbox.ru

Поступила в редакцию 29.09.2021 г.

После доработки 10.01.2022 г.

Принята к публикации 11.01.2022 г.

Исследованы количественные показатели гидрологического режима осушенных буроземов. В гумидном климате Самбийской равнины (Прибалтика) фактором дифференциации почв по степени гидроморфизма является мезорельеф. В пределах одинаковых элементов мезорельефа различия в гидрологическом режиме почв связаны с литологическими особенностями, которые определяют физические свойства. На основании многолетнего мониторинга (2012–2020 гг.) установлено, что условиями формирования почв разной степени оглеения являются длительность периода с воздухоносной пористостью <10% в слое 0–100 см и режим верховодки. Выявлена ритмичность количественных показателей гидрологического режима буроземов в зависимости от годового количества осадков. Показано, что морфологический облик (верхняя граница и степень оглеения почв) несет конкретную информацию о современном гидрологическом режиме. Граница оглеения в почвах тесно коррелирует с верхней границей зоны с воздухоносной пористостью <10%. Верховодка возникает в сильноглееватых почвах в позднесенний период и присутствует до апреля–мая (иногда июля) на глубине 80–130 см. Вероятность поднятия верховодки в слой 0–100 см с апреля по октябрь в почвах на склонах составляет от 33% в сухие по осадкам годы до 75% во влажные. Выявлено совпадение границ сильноглееватых горизонтов и максимальных уровней верховодки в осушенных буроземах. Результаты исследования могут применяться в области гидрологии почв, оценки и моделирования мелиоративного состояния осушенных агроландшафтов.

Ключевые слова: многолетний мониторинг, оглеение, динамика влажности, воздухоносная пористость, верховодка, Cambisols (Aric, Loamic), Gleyic Cambisols (Aric, Loamic, Drainic)

DOI: 10.31857/S0032180X22060028

ВВЕДЕНИЕ

Изучение гидрологического режима длительно осушаемых почв в агроландшафтах является актуальным направлением, которое имеет фундаментальную и прикладную стороны. Целенаправленное изменение водного режима путем осушительной мелиорации влечет определенные изменения в функционировании почв [13, 14, 26]. Однако режимным исследованиям длительно осушенных почв уделяется недостаточное внимание. В то же время при разработке современных агротехнологий необходимо знание конкретных гидрологических особенностей почв. Для этого требуется проведение мониторинговых исследований такой длительности, которая вскроет закономерности динамики влажности в годы с разным количеством осадков на фоне современных климатических изменений [25]. Результаты научных работ должны иметь, в том числе количественное выражение для последующего построения

моделей гидрологического режима с определенным варьированием границ показателей.

Важным итогом мониторинга гидрологического режима почв является возможность диагностики степени гидроморфизма по морфологическим признакам в профиле. С генетической точки зрения — это возможность воплощения неодокучевской формулы: факторы–процессы–свойства [9] с дополнением: факторы–режимы–процессы–свойства. Ведь признаки гидроморфизма являются результатом процессов, протекающих в определенных условиях водного режима. А режим складывается в результате сочетания факторов почвообразования (как природных, так и антропогенных).

Чаще всего исследования направлены на выявление связей между факторами (климатом, рельефом, породами, растительностью) и водным режимом [5, 7, 13, 16, 19, 20, 22]. Давно ведется поиск связи между морфологическим проявлением гидроморфизма и развитием процесса оглеения [15,

27, 29]. Существует набор аналитических характеристик гидроморфизма [13, 17, 28].

Оглеение в гумидном климате южной тайги стоит на первом месте среди процессов, приводящих к появлению признаков гидроморфизма в профиле почв. Поэтому исследования нередко ограничиваются выявлением взаимосвязей между особенностями гидрологического режима и интенсивностью оглеения в профиле почв. Это традиционный подход, при котором изучается динамика влажности в ряду почв от неоглеенных до глеевых.

Основной причиной оглеения является переувлажнение в анаэробных условиях. Переувлажнение наступает, когда объемная влажность становится больше предельной полевой влагоемкости (**ППВ**). Однако различия почв по гранулометрическому составу приводят к неточности использования величины **ППВ** в качестве единой критической границы переувлажнения в песчаных, супесчаных, глинистых и хорошо оструктуренных почвах. Поэтому необходимо найти показатель, который отражает наступление экологического переувлажнения, отрицательно влияющего на урожай сельскохозяйственных культур. Для решения этой задачи Зайдельман [16] использовал границу воздухоносной пористости (**ВП**) – 8% в пахотном слое и 6% в подпахотном. Шейн [24] в качестве критической предлагает границу **ВП** 10%.

Актуальным направлением является выявление количественных индикаторов гидроморфизма при изучении режима влажности почв (последней динамики влажности). Т.А. Романовой на основании многолетних исследований и обобщения массива данных сети гидрометеостанций предложено в качестве критерия гидроморфизма почв Беларуси считать количество дней с влажностью почвы больше наименьшей влагоемкости (**НВ**) (состояние переувлажнения) в слое 0–20 см [22].

Этот показатель достоверно коррелирует с интенсивностью оглеения и уровнем грунтовых вод. Поэтому Романова [11] полагает, что предложенный критерий может быть основанием для дифференциации почв по степени гидроморфизма. Однако остается открытым вопрос: насколько достоверен показатель при переходе, например, от Белорусской почвенной провинции к Прибалтийской?

В Калининградской области осушительные мелиорации сельскохозяйственных земель начаты в XVII–XVIII вв. [23]. В настоящее время 596 тыс. га (около 80% от общей площади сельскохозяйственных угодий) осушается разными способами. При этом гидрологический режим почв изучен крайне слабо, особенно на фоне климатических изменений [2].

Цель работы – на основании многолетнего мониторинга установить специфику гидрологиче-

ского режима глееватых буроземов и определить его количественные показатели в холмистом агроландшафте гумидного климата Калининградской области. Задачи: изучить строение, физические свойства и почвенно-гидрологические константы пахотных буроземов на вершинах холмов и склонах, провести многолетний мониторинг, получить количественные характеристики гидрологического режима и выявить характерные особенности динамики влажности, верховодки и воздухоносной пористости в буроземах разной степени оглеения, установить связь современного гидрологического режима осушенных почв с морфологическими признаками гидроморфизма в профиле.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили на производственном пахотном поле (ключевой участок “Перелески”) в Зеленоградском районе Калининградской области, в пределах Самбийской холмисто-моренной равнины (юго-восточная Прибалтика). Площадь поля 100 га. Участок исследования по ландшафтным условиям является типичным для Самбийской равнины [8]. Рельеф представляет собой чередование асимметричных моренных и камовых холмов и понижений между ними (рис. 1). Почвенный покров поля контрастный. На вершинах холмов и склонах сформировались буроземы разной степени оглеения (рис. 2). Почвообразующими породами для них являются валунные моренные и водно-ледниковые глубоковыщелоченные супеси и суглинки с прослойками глин [12].

Понижения занимают дерново-глеевые почвы, сформировавшиеся на карбонатных отложениях сложного генезиса (озерно-ледниковые глины, моренные суглинки и супеси).

Все оглеенные буроземы и дерново-глеевые почвы осушаются системой закрытого гончарного дренажа со сбросом вод в открытые каналы. Последнюю реконструкцию дренажа провели в 1975 г. Глубина заложения дрен 80–110 см, междреннее расстояние в среднем 12 м. С конца 90-х гг. XX в. прекращен текущий ремонт и обслуживание дренажных систем. Поэтому в настоящее время устьевые оголовки коллекторов в откосах каналов частично засыпаны. Это блокирует около половины объема стока из закрытых осушителей в магистральный канал.

До 2012 г. участок исследований распахивался. С 2012 г. по июль 2016 г. поле временно выведено из севооборота в связи с прокладкой газопровода. В августе 2016 г. почвы снова начали распахивать и по 2020 г. чередовали посев озимой пшеницы, озимого рапса и ярового ячменя.

Строение почв изучали в разрезах глубиной 1.2–2.4 м. Морфологическое описание и диагностику проводили по классификации почв СССР

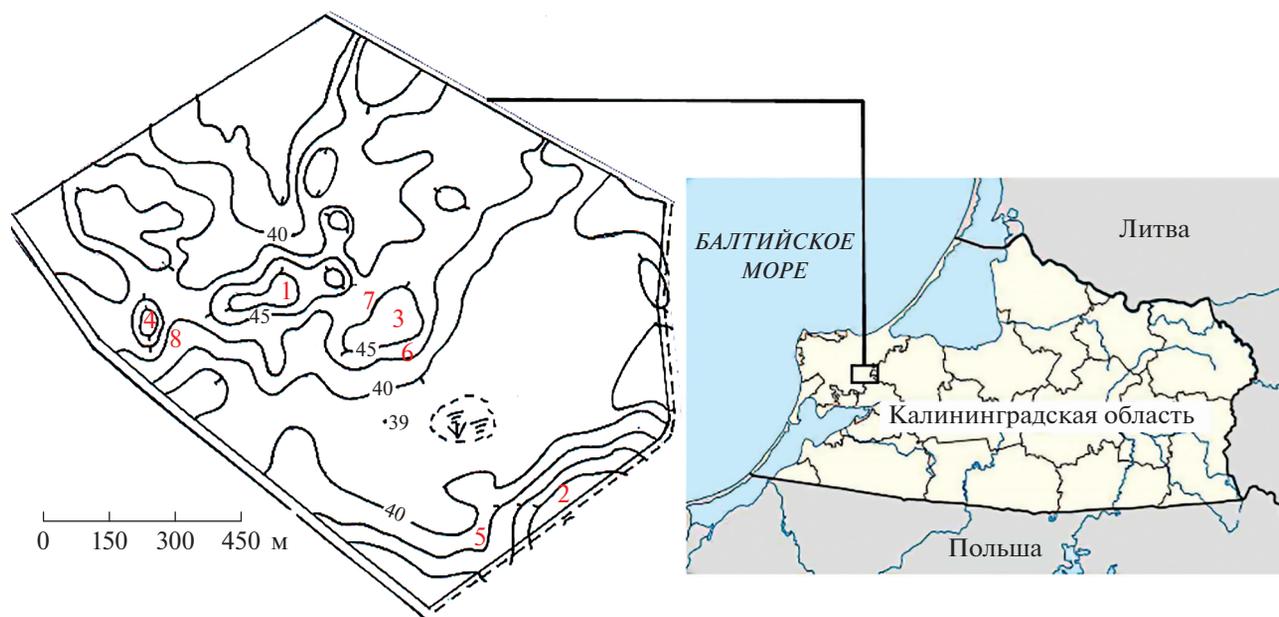


Рис. 1. Расположение и топографическая карта ключевого участка с площадками почвенно-гидрологического мониторинга в ареалах буроземов (1–8 – номера разрезов).

(1977 г.) [17]. Для оглеенных горизонтов использовали систему индексов Зайдельмана [15]. В глееватых горизонтах полностью или частично сохраняется цветовая гамма генетического горизонта или породы. Интенсивность проявления глееобразования диагностируется по площади “холодной” глеевой окраски: в слабоглееватых горизонтах до 20%, в среднеглееватых – 20–50% кутаны сизовато-коричневые, в сильноглееватых – 50–80% и кутаны коричневато-сизые или сизые [14]. Под почвенным гидроморфизмом в настоящей работе понимается комплекс морфологических признаков, предложенных Зайдельманом [15].

Площадки многолетнего мониторинга расположены на четырех вершинах холмов и на четырех склонах. В основе мониторинга лежит методика изучения водного режима, предложенная Роде [21]. Дополнительно исследовали динамику воздухоносной пористости.

Режим влажности изучали буровым методом. Периодичность бурения 2 раза в месяц. Отбор образцов выполняли послойно каждые 10 см до глубины 1 м. Период ежегодных непрерывных наблюдений: с апреля по ноябрь. Мониторинг проводили с 2012 по 2020 г. Бурение приурочено к междренним участкам. Для установления уровня верховодки применяли бурение до 2 м (1–2 раза в месяц круглогодично в 2012, 2017–2020 гг.).

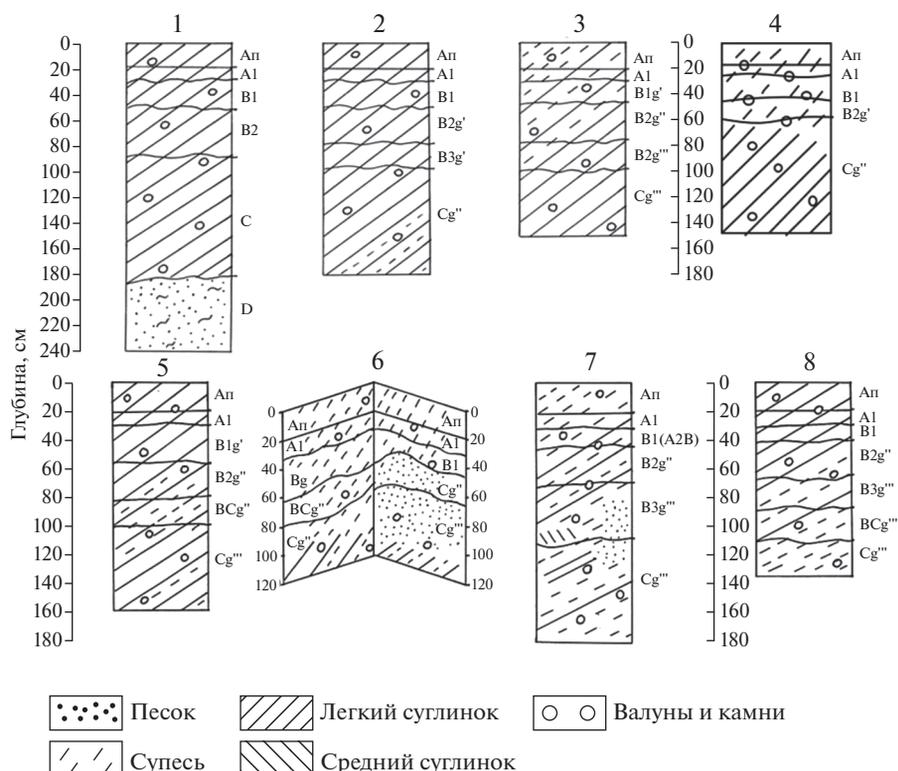
Данные о среднесуточной температуре и количестве осадков брали с ближайшей к полю метеостанции г. Калининграда.

Свойства почв изучали стандартными и рекомендованными методиками: гранулометрический

состав пипет-методом с подготовкой почвы путем обработки 4%-ной $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$, плотность твердой фазы (ρ_s , г/см³) пикнометрически, плотность сложения (ρ_b , г/см³) методом режущих колец (цилиндров) объемом 100 см³, общую пористость (ϵ , %) и пористость аэрации (ϵ_{air} , %) – расчетными методами, максимальную гигроскопическая влажность и наименьшую влагоемкость (НВ) – по Николаеву, влажность завядания расчетным методом, влажность разрыва капиллярной связи (ВРК) принята для песков и супесей 0.6 НВ, для суглинков 0.7 НВ, полевая влажность почв – термостатно-весовым методом (объемная влажность получали в результате умножения полевой влажности на плотность сложения), полная влагоемкость принята равной величине общей пористости [6, 14]. Воздухоносную пористость (ВП, %) рассчитывали как разницу между общей пористостью и фактической объемной влажностью. Анализы выполняли в 4-кратной повторности. Для статистической и графической обработки данных использовали программу Microsoft Excel.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Калининградская область относится к Прибалтийской провинции дерново-подзолистых и болотно-подзолистых почв южной тайги [11]. Заваляшин и Надеждин доказали, что в западной части региона (Самбийская равнина) преобладают буроземные почвы [12] в условиях мягкого приморского климата. Подробные авторские исследования в начале XXI в. подтвердили это [2].



Характеристика ключевого участка

№ профиля	Элемент рельефа	Почва	Почвообразующие породы
1	Выпуклая вершина	Бурозем окультуренный легкосуглинистый Eutric Cambisols (Aric, Loamic)	Валунные суглинки с глубоким подстиланием водно-ледниковыми слоистыми песками
2	Плоская вершина	Бурозем окультуренный, осушенный среднеглееватый [15] легкосуглинистый Gleyic Cambisols (Aric, Loamic, Drainic)	Валунные суглинки и супеси
3	Плоская вершина	Бурозем окультуренный, осушенный сильноглееватый супесчаный Gleyic Cambisols (Aric, Loamic, Drainic)	Валунные суглинки и супеси
4	Выпуклая вершина	Бурозем окультуренный, осушенный эродированный среднеглееватый супесчаный Gleyic Cambisols (Aric, Loamic, Drainic)	Валунные суглинки и супеси
5	Склон 2°	Бурозем окультуренный, осушенный сильноглееватый легкосуглинистый Gleyic Cambisols (Aric, Loamic, Drainic)	Валунные суглинки и супеси
6	Склон 5°	Бурозем окультуренный осушенный эродированный сильноглееватый супесчаный Gleyic Cambisols (Aric, Loamic, Drainic)	Валунные пески, супеси, суглинки
7	Склон 3°	Бурозем оподзоленный окультуренный, осушенный сильноглееватый супесчаный Gleyic Cambisols (Aric, Loamic, Drainic)	Валунные пески, супеси, суглинки
8	Склон 2°–3°	Бурозем окультуренный, осушенный сильноглееватый легкосуглинистый Gleyic Cambisols (Aric, Loamic, Drainic)	Валунные суглинки и супеси

Рис. 2. Профили буроземов на площадках мониторинга.

Среднегодовая температура воздуха за период 1891–1958 г. составляла +7.1°C [1]. Для начала XXI в. характерен повышенный температурный фон (около +8°C) [4]. Среднеголетняя сумма

осадков для Калининграда (Кенигсберга) за период 1891–1958 г. равна 710 мм [1], а по обновленным данным (Г.М. Барина) – 781 мм [4]. Весь период мониторинга можно разделить на

Таблица 1. Среднегодовые температуры и суммы осадков за 2012–2020 гг.

Показатель	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Температура, °С	+7.7	+8.2	+9.1	+9.2	+8.9	+8.6	+9.0	+9.7	+9.8
Осадки, мм	977	798	631	715	921	1090	617	778	751
Обеспеченность осадками, %	10	53	89	76	13	4	91	62	66

три группы по количеству осадков: сухие годы – 2014, 2015, 2018 (осадков меньше среднегодовой нормы), средние – 2013, 2019, 2020 (осадков на уровне среднегодовой нормы), влажные – 2012, 2016, 2017 гг. (осадков больше среднегодовой нормы) (табл. 1).

Три из четырех буроземов в автономных позициях рельефа имеют четкие признаки оглеения в форме пятен и прожилков сизовато-серого цвета (табл. 2). Даже неоглеенный в летний период бурозем (ареал 1) в сырые периоды поздней осени приобретает серовато-сизоватые прожилки в иллювиальных горизонтах (с глубины 90 см). В других почвах граница появления признаков оглеения варьирует от 29 до 50 см. Иллювиальные горизонты и почвообразующая порода являются глееватыми от слабой до сильной степени (по терминологии Ф.Р. Зайдельмана). Авторский опыт обследований почв моренных равнин и публикации по региону [2, 10] показывают, что такая картина является типичной для агроландшафтов Калининградской области. Завалишин и Надеждин [12] отмечали, что в области проще найти оглеенную почву, чем неоглеенную. Таким образом, в автономных позициях рельефа на Самбийской равнине при норме осадков 781 мм преобладают глееватые почвы.

Следующим шагом явилось установление причин различия почв по степени оглеения на вершинах холмов. Особенностью связно-супесчаных и легкосуглинистых буроземов является обеднение илом верхних горизонтов и увеличение его количества в срединных и нижних горизонтах (табл. 3). Это может быть совокупным результатом исходной неоднородности пород и усилением выноса ила в осушенных почвах. В единственном неоглеенном и неосушенном буроземе (ареал 1) распределение ила по профилю более равномерное.

Буроземы образовались на валунных моренных и перемытых суглинках. Как отмечает Зайдельман [15], камни в мелкоземке резко уменьшают объем фильтрующих пор, что приводит к уменьшению коэффициента фильтрации. В результате анализа физических свойств выяснилось, что заиленные горизонты и горизонты с высокой плотностью сложения отличаются низкой общей пористостью. Поэтому уже при влажности, равной НВ, пористость аэрации в них близка к 10% или меньше.

Так как климат региона гумидный, а в западной части приморский, то переувлажнение явля-

ется обычным состоянием почв. Следовательно, при переувлажнении пористость аэрации будет еще более низкой. Как отмечалось ранее, при ВП 10% затруднен воздухообмен, а при ВП 5% вследствие анаэробнобиозиса будет интенсивно развиваться оглеение. Поэтому большинство почв в автономных позициях рельефа имеют предпосылки для формирования неудовлетворительных физических свойств почв. Это приводит к специфическим особенностям водного режима, развитию оглеения и формированию признаков гидроморфизма. Неоглеенный бурозем отличается меньшими значениями плотности по всему профилю и, как следствие, лучшей водопроницаемостью.

Пространственная литологическая пестрота моренных и водно-ледниковых отложений на вершинах холмов и склонах выражается в хаотичном вкраплении слоев тяжелых суглинков и глин на фоне преобладающего легкого гранулометрического состава (легкие опесчаненные суглинки и связные супеси). Складываются условия для накопления верховодок и аккумуляции гравитационной влаги над глинистыми прослойками или плотными заиленными слоями, перетекания влаги по водопроницаемым слоям. Поэтому буроземы без видимых признаков оглеения (ареал 1) формируются в условиях хорошо водопроницаемых пород (на легких суглинках, подстилаемых песками). При наличии в пространстве прослоек тяжелых суглинков и глин сток замедляется, создаются условия для формирования оглеенных почв.

На склонах верхняя граница глееватого горизонта в буроземах чаще всего находится на глубине 40–45 см. Только в рыхлой супеси, сменяющейся песком, признаки оглеения четко выражены с 65 см.

Признаки оподзоливания присутствуют в единичных почвах. Особенностью склоновых буроземов является отсутствие горизонта слабого оглеения. В большинстве почв после горизонтов А1 и В1 следует среднеглееватый пятнистый горизонт, в котором площадь оглеенных участков более 20%. Орпштейны встречаются как в гумусовом, так и подгумусовых горизонтах.

Для глееватых буроземов на склонах характерны высокие значения плотности и низкая пористость аэрации при влажности, равной НВ. Исключение составляет ареал супеси на песке. Однако уже в подстилающей породе с глубины 120 см

Таблица 2. Морфологические характеристики буроземов на вершинах холмов и склонах

Характеристика	Основные разрезы на вершинах холмов (рис. 1)				Основные разрезы на склонах			
	1	2	3	4	5	6	7	8
Цвет и мощность (см) гумусового горизонта	Бурый (30)	Бурый (30)	Бурый (25)	Бурый (32)	Бурый (30)	Бурый (30)	Бурый (30)	Бурый (30)
Оподзоливание	Отсутствует				Нет	Нет	Гор. А2В	Нет
Верхняя граница появления признаков оглеения, см	—	50	29	43	40	65	45	40
Степень глееватости (по [14])	Эпизодическая*	Усиливается сверху вниз			Усиливается сверху вниз			
Конкреции Fe-и Mn-Fe	Единичные	От слабой до средней	От слабой до сильной	От слабой до средней	От слабой до сильной	От средней до сильной	От средней до сильной	От средней до сильной
Образования аморфной гидроокиси Fe	Охристые пятна с 30 см, редкие ржавые и малиновые скопления	С 27 см ржавые пятна, шаровидные скопления	С 25 см ржавые пятна, глубже шаровидные скопления	Ржавые пятна с 43 см, шаровидные образования	Бурые ортштейны А1	Бурые ортштейны в горизонте А1	Бурые ортштейны в А1 и до 45 см	Бурые ортштейны, а с 85 см красные Fe-конкреции
Марганцевые новообразования	Нет	Редко со 100 см	С 80 см	Нет	Со 130 см	Со 120 см	С 20 см	Со 110 см
Окраска глинистых кутан	Коричневые	Серо-коричневые	Коричневые; с 80 см коричневато-сизоватые	Коричневые; с 60 см коричневато-сизовые	Светло-серые в Сg" (с 95 см)	Коричневатые и сизовато-серые	Светло-серые в В3g" с 70 см	Сизо-серые в Сg" (со 110 см)
* Проявляется только в сырые периоды осени на глубине 90 или 100 см в форме редких сизоватых и серых прожилков.								

Таблица 3. Физические свойства и почвенно-гидрологические константы буроземов на вершинах холмов и склонах

Горизонт, глубина, см	Гранулометрический состав фракции (%), размер частиц (мм)		Физические свойства**			Почвенно-гидрологические константы, % от объема					ϵ_{air}	
	<0.001	<0.01	ρ_b	ρ_s	ϵ	МГ	ВЗ	ВРК	НВ			
Разрез 1. Бурозем окультуренный легкосуглинистый неолесный на валунных суглинках с глубоким подстилением водно-ледниковыми слоистыми песками. Eutric Cambisols (Aric, Loamic). Вершина холма												
Ап, 0–20	7.3	21.4	1.26	2.57	51.0	4.5	6.8	18.5	26.4	24.6		
А1, 20–30	9.7	23.1	1.28	2.60	50.8	3.8	5.2	17.6	25.2	25.6		
В1, 30–55	10.7	23.3	1.42	2.64	46.1	5.7	8.7	17.3	24.7	21.4		
В2, 55, –, 90	10.5	22.4	1.57	2.65	40.8	5.3	8.3	18.9	27.0	13.8		
С, 90–130	9.3	21.6	1.56	2.66	41.6	5.6	8.6	18.3	26.2	15.4		
С, 130–150	9.6	22.5	1.56	2.65	41.6	5.9	8.9	18.2	26.0	15.6		
С, 150–170	9.5	21.8	1.55	2.66	41.7	5.7	8.6	17.0	24.3	17.4		
С, 170–190	5.6	17.2	1.57	2.67	41.2	5.5	8.4	12.4	20.7	20.5		
Д, 190–210	4.4	9.5	1.47	2.68	45.2	1.3	2.4	8.9	14.8	30.4		
Д, 210–240	3.2	7.2	1.48	2.69	45.0	1.2	2.0	7.1	11.8	33.2		
Разрез 2. Бурозем окультуренный, осушенный среднетяжелый легкосуглинистый на валунных суглинках и супесях. Gleyic Cambisols (Aric, Loamic, Drainic). Вершина холма												
Ап, 0–20	7.9	22.0	1.37	2.59	47.1	3.9	5.9	19.3	27.6	19.5		
А1, 20–30	7.5	21.4	1.48	2.62	43.5	4.2	6.3	17.8	25.4	18.1		
В1, 30–50	9.9	24.3	1.52	2.66	42.9	5.6	8.4	18.2	26.0	16.9		
В2g', 50–80	11.6	25.8	1.64	2.67	38.6	7.5	11.3	21.8	30.1	8.5		
В3g', 80–100	13.5	25.7	1.65	2.70	38.9	9.2	13.8	24.2	34.6	4.3		
Сg'', 100–120	13.6	25.8	1.64	2.70	39.3	8.0	12.0	21.4	30.6	8.7		
Сg'', 120–140	12.7	22.7	1.65	2.71	39.1	6.8	10.2	22.6	32.3	7.0		
Сg'', 140–160	10.2	19.7	1.64	2.69	39.0	7.5	11.3	23.4	33.4	5.6		
Сg'', 160–180	9.0	22.9	1.64	2.72	39.7	6.6	9.9	18.3	26.1	13.6		

Таблица 3. Продолжение

Горизонт, глубина, см	Гранулометрический состав фракции (%), размер частиц (мм)		Физические свойства**				Почвенно-гидрологические константы, % от объема				ε _{air}
	<0.001	<0.01	ρ _b	ρ _s	ε	МГ	ВЗ	ВПК	НВ		
Разрез 3. Бурозем окультуренный, осушенный сильноглеватый супесчаный на валунных суглинках и супесях. Gleyic Cambisols (Argic, Loamic, Drainic). Вершина холма											
Ап, 0–20	7.4	18.9	1.40	2.60	46.2	4.1	6.5	12.8	21.2	25.0	
А1, 20–25	7.9	18.5	1.53	2.62	41.6	4.0	6.4	12.5	20.8	20.8	
В1g', 25–47	9.4	19.7	1.64	2.66	38.4	4.4	7.2	12.5	20.8	17.6	
В2g'', 47–80	10.7	18.1	1.65	2.68	38.4	5.1	8.1	17.0	24.4	14.0	
В3g''', 80–103	11.9	21.7	1.67	2.67	37.5	5.2	8.5	18.2	26.0	11.5	
Сg''', 103, –120	14.0	23.6	1.66	2.66	37.6	5.8	9.6	18.7	26.7	10.9	
Сg''', 120–150	12.8	22.2	1.67	2.67	37.1	5.5	9.2	16.1	23.0	14.1	
Разрез 4. Бурозем окультуренный, осушенный эродированный среднеглеватый супесчаный на валунных суглинках и супесях. Gleyic Cambisols (Argic, Loamic, Drainic). Вершина холма											
Ап, 0–20	8.6	17.6	1.40	2.62	46.6	3.1	4.6	12.2	20.3	26.3	
В1, 32–43	12.1	17.3	1.60	2.65	39.6	4.0	6.1	14.1	23.5	16.1	
В2g', 43–60	10.6	18.3	1.62	2.67	39.3	5.5	7.6	15.1	25.1	14.2	
Сg'', 60–100	16.2	26.7	1.63	2.69	39.4	5.9	8.8	16.0	26.7	12.7	
Сg'', 100–150	13.4	22.9	1.66	2.72	39.0	6.5	9.8	19.2	27.4	11.6	
Разрез 5. Бурозем окультуренный, осушенный сильноглеватый легкосуглинистый на валунных суглинках и супесях. Gleyic Cambisols (Argic, Loamic, Drainic). Склон крутизной 2°											
Ап, 0–20	6.2	17.1	1.40	2.61	44.8	4.1	6.2	15.5	25.9	18.9	
А1, 20–30	6.8	17.3	1.48	2.63	43.7	3.7	5.6	15.5	25.9	17.8	
В1, 30–59	8.4	18.3	1.64	2.66	38.4	4.3	6.5	15.1	24.8	13.6	
В2g'', 59–80	8.5	17.6	1.65	2.69	38.7	5.1	7.7	15.1	25.1	13.6	
ВСg'', 80–95	11.4	19.5	1.67	2.70	38.2	6.3	9.5	18.6	26.7	11.5	
Сg''', 95–130	12.2	20.6	1.66	2.68	38.1	7.0	10.5	19.5	27.9	10.2	
Сg''', 130–150	13.6	23.1	1.64	2.67	38.6	7.3	11.0	19.6	28.0	10.6	
Сg''', 150–161	11.4	24.2	1.66	2.69	38.3	6.9	10.4	18.3	26.1	12.2	

Таблица 3. Окончание

Горизонт, глубина, см	Гранулометрический состав фракции (%), размер частиц (мм)		Физические свойства**				Почвенно-гидрологические константы, % от объема				ϵ_{air}
	<0.001	<0.01	ρ_b	ρ_s	ϵ	МГ	ВЗ	ВРК	НВ		
Разрез 6. Бурозем окультуренный осушенный эродированный сильноглеваатый супесчаный на валунных песках, супесях и суглинках. Gleysic Cambisols (Aric, Loamic, Drainic). Склон крутизной 5°											
A1, 0–20	4.1	12.4	1.35	2.62	48.5	3.5	5.3	12.7	21.1	27.4	
A1, 20–31	4.0	11.4	1.46	2.65	44.9	2.9	4.4	13.1	21.9	23.0	
Bg', 31–65	3.8	11.2	1.50	2.68	44.0	2.9	4.4	11.7	19.5	24.5	
Cg'', 65–80	1.3	6.7	1.53	2.70	43.3	2.0	3.0	9.2	15.3	28.0	
Cg''', 80–110	0.8	4.8	1.56	2.69	42.0	1.4	2.1	8.3	14.0	28.0	
Cg''', 120–140	14.2	24.3	1.69	2.72	37.9	7.4	11.1	21.7	31.0	6.9	
Разрез 7. Бурозем оподзоленный окультуренный, осушенный сильноглеваатый супесчаный на валунных песках, супесях и суглинках. Gleysic Cambisols (Aric, Loamic, Drainic). Склон крутизной 3°											
Ап, 0–20	6.6	20.7	1.29	2.60	50.4	3.7	5.6	17.0	24.3	26.1	
A1, 20–30	6.4	19.0	1.49	2.63	43.4	4.3	6.5	18.0	25.7	17.7	
B1(A2B)*, 30–45	6.9	21.1	1.55	2.65	41.5	4.3	6.5	18.2	26.0	15.5	
B2g'', 4–70	12.5	23.1	1.69	2.71	37.6	7.3	11.0	22.9	32.7	4.9	
B3g''', 70–100	14.9	26.9	1.67	2.68	37.7	6.7	10.0	20.0	28.6	9.1	
B3g''', 100–120	13.1	23.0	1.65	2.70	38.9	6.6	9.9	18.1	25.9	13.0	
Cg''', 120–150	10.4	18.7	1.68	2.68	37.7	7.1	10.7	18.7	26.7	11.0	
Cg''', 150–180	8.9	16.4	1.66	2.68	38.1	6.3	9.5	18.7	26.7	11.4	
Разрез 8. Бурозем окультуренный, осушенный сильноглеваатый легкосуглинистый на валунных суглинках и супесях. Gleysic Cambisols (Aric, Loamic, Drainic). Склон крутизной 4°											
Ап, 0–20	8.8	26.4	1.32	2.59	49.0	4.1	6.2	18.3	26.2	17.8	
A1, 20–30	8.3	27.8	1.44	2.61	44.8	4.4	6.6	17.7	25.3	12.2	
B1, 30–40	6.7	19.4	1.64	2.70	39.3	4.9	8.0	21.6	31.0	8.3	
B2g'', 40–63	6.5	17.8	1.62	2.69	39.8	5.2	7.9	18.3	26.1	13.7	
B3g''', 63–85	7.3	18.1	1.62	2.67	39.7	5.5	9.0	19.2	27.4	12.3	
BCg''', 85–110	12.7	20.5	1.65	2.68	38.4	6.3	9.4	17.0	26.2	12.2	
Cg''', 110–135	10.3	20.8	1.66	2.67	37.8	6.0	8.9	18.8	26.9	11.2	
Cg''', 135–140	9.8	25.6	1.69	2.68	36.6	5.4	8.1	16.4	25.2	11.4	

* Горизонт A2B диагностирован только по двум стенкам разреза.

** ρ_s – плотность твердой фазы, г/см³, ρ_b – плотность сложения, г/см³, ϵ – общая пористость, %, ϵ_{air} – пористость аэрации, %, НВ – наименьшая влагоемкость, ВЗ – влажность завядания, ВРК – влажность разрыва капиллярной связи, ПВ – полная влагоемкость, %, МГ – максимальная гигроскопическая влажность.

наблюдается скачок плотности, и создаются условия для развития оглеения.

Общей чертой всех буроземов на поле является ритмичность динамики влажности. После зимнего и ранневесеннего периода сквозного промачивания в засушливом (как правило) апреле начинается просыхание верхней части профиля. Уже в конце мая возникают зоны биологического иссушения (влажность меньше ВРК), которые в июне распространяются до глубины 40–70 см в зависимости от количества осадков в конкретном году. В октябре (в сырые годы в сентябре) влажность в метровой толще буроземов начинает увеличиваться. В ноябре чаще всего значения влажности близки к ранневесенним величинам. Цикл заканчивается, и снова наступает период сквозного промачивания.

Отличия буроземов разной степени оглеения заключаются именно в длительности переувлажнения, иссушения, низкой воздухоносной пористости не только в пахотном горизонте, но и в метровой толще. Для того, чтобы выявить эти различия, необходимо посчитать примерную продолжительность указанных периодов в днях.

На первом этапе попытались выявить связь между количеством осадков по каждому году мониторинга и индивидуальными количественными показателями режима влажности и ВП на восьми ареалах почв методом корреляционного анализа. Связь оказалась прямолинейной во всех случаях. Устойчивая значимая связь за период 2012–2020 гг. наблюдается с показателями: влажность >НВ в слое 0–20 см и влажность почв >НВ по всему слою 1 м. Однако коэффициент детерминации сильно варьирует от 0.35 до 0.77. Это позволяет сделать вывод о том, что переувлажнение пахотного слоя и метровой толщи буроземов только на 35–77% зависит от количества осадков. К неучтенным факторам, влияющим на влажность буроземов на вершинах холмов, относятся термический режим, положение почвы в рельефе, водопроницаемость, водоудерживающая способность почв. Выяснилось, что коэффициент корреляции сильно варьирует в зависимости от временного отрезка. При рассмотрении четырехлетнего периода (2017–2020 гг.) коэффициенты корреляции в большинстве случаев значительно увеличиваются. Одна из причин заключается в том, что этот отрезок включал резко контрастные по увлажнению годы (сырой 2017 и сухой 2018). В девятилетнем периоде (2012–2020 гг.) связи ослабляются из-за увеличения разнообразия погодных условий.

На втором этапе объединили почвы по элементам рельефа (вершины и склоны), а все годы мониторинга разделили на три группы по степени увлажненности (табл. 4).

В ходе статической обработки определяли набор общих показателей (среднее арифметическое

и ошибка среднего, коэффициент вариации), а также степень достоверности различий по *t*-критерию Стьюдента на 5%-ном уровне значимости.

Сначала получили различия буроземов на сходных элементах рельефа в зависимости от влажности года. Выяснилось, что как на вершинах холмов, так и на склонах различия достоверны чаще всего между группами контрастных лет по количеству осадков (сухие и влажные).

На третьем этапе разделили буроземы на вершинах холмов по степеням оглеения. Между неоглеенной и сильноглееватой почвами различия достоверны по частным показателям в отдельные группы лет: влажность <ВРК в слое 0–20 см в средние годы, влажность <ВРК в слое 0–100 см в сухие годы, влажность >НВ по всему слою 1 м в средние и сырые годы. И только один показатель период ВП <10% в слое 0–100 см статистически значимо отражает различия между буроземами разной степени оглеения вне зависимости от влажности года (табл. 5).

На четвертом этапе сравнили показатели режима влажности и воздухоносной пористости оглеенных буроземов на разных элементах рельефа (вершины и склоны) в годы с разным количеством осадков. Оказалось, что элемент рельефа достоверно влияет на длительность существования верховодки в метровой толще почвы (в глееватых буроземах на склонах она больше). Критерием отличия буроземов по степени оглеения является среднестатистический период с ВП <10%.

Тип водного режима (по А.А. Роде) изученных буроземов промывной дренажный, подтип атмосферного питания. Глееватые почвы выделяются в класс периодического капиллярного насыщения с почвенной верховодкой.

Круглогодичные наблюдения за верховодкой позволили установить, что это явление характерно для всех глееватых почв на склонах и сильноглееватого бурозема на вершине холма (рис. 2, 3). В профиле неоглеенного бурозема верховодки не было с 2012 по 2020 гг. В среднеглееватых буроземах на вершинах холмов верховодка образовывалась только в ареале 2 в экстремально сырые месяцы осени 2017 г. в иллювиальных горизонтах на короткий срок (до 10 дней).

Причина образования верховодки на вершине холма – скопление влаги над уплотненными заиленными слоями, глинистыми прослойками при низких коэффициентах фильтрации пород и затрудненном боковом стоке. На склонах верховодка формируется из натечных вод с повышений. Основная зона локализации верховодки находится в пределах глубин 80–130 см. Толщина слоя верховодки не превышает 30 см.

Верховодка начинает формироваться в глееватых буроземах в конце октября–ноябре в условиях быстрого снижения среднесуточных темпера-

Таблица 4. Количественные характеристики гидрологического режима буроземов на вершинах холмов (над чертой) и склонах (под чертой) за период апрель–октябрь ($n = 12$ для каждой группы лет)

Показатель	Годы по увлажненности		
	сухие	средние	влажные
Слой 0–20 см			
Влажность <ВРК, дни	62.5 ± 12.4	25.1 ± 5.0	18.4 ± 4.7
	73.7 ± 8.6	24.3 ± 4.5	21.3 ± 4.6
Влажность >НВ, дни	49.3 ± 8.2	55.2 ± 8.7	97.6 ± 10.0
	21.3 ± 4.0	61.4 ± 8.3	89.8 ± 9.1
Слой 0–100 см			
Влажность >НВ по всему слою 1 м, дни	18.5 ± 6.5	27.0 ± 7.3	55.5 ± 9.7
	10.0 ± 3.4	39.6 ± 7.6	58.8 ± 3.8
Период с ВП <10%, дни*	61.0 ± 18.7	73.5 ± 23.2	84.2 ± 22.6
	66.2 ± 13.8	115.0 ± 22.4	140.4 ± 18.1
Верхняя граница зоны с ВП <10%, см	70.0 ± 5.9	62.0 ± 8.1	59.0 ± 5.7
	55.8 ± 7.4	60.0 ± 7.8	39.2 ± 5.7
Период с ВП <5%, дни	5.2 ± 2.9	16.0 ± 10.3	21.0 ± 11.2
	33.8 ± 10.3	33.8 ± 6.5	53.8 ± 10.0
Верхняя граница зоны с ВП <5%, см	95.8 ± 10.7	82.5 ± 5.9	65.0 ± 6.0
	80.0 ± 3.6	75.0 ± 4.7	57.5 ± 4.7
Вероятность формирования верховодки в слое 1 м, %**	0	0	11.1
	33.3	50.0	75.0
	(в первой половине апреля)	(преимущественно в первой половине апреля, редко в октябре)	(весной, летом и осенью, иногда 2 раза)

* Учитывалось наличие зон с воздухоносной пористостью менее 10% в слое 0–100 см.

** Расчет по формуле: $B = x \cdot 100/n$, где B – вероятность (частота встречаемости), %, x – количество встреч верховодки в пределах слоя 0–100 см за все годы данной группы увлажненности в период с апреля по октябрь, n – объем выборки.

Таблица 5. Некоторые показатели гидроморфизма буроземов разной степени оглеения на вершинах холмов в зависимости от влажности года

Группа почв по степени оглеения	Годы по увлажненности		
	сухие	средние	сырые
Влажность >НВ (дни) в слое 0–20 см			
Неоглеенная	46.0 ± 6.6	41.7 ± 6.0	90.3 ± 22.6
Среднеглееватая	43.8 ± 16.3	61.3 ± 23.5	93.8 ± 12.8
Сильноглееватая	60.0 ± 13.2	57.3 ± 6.5	110.0 ± 23.6
Период с ВП <10% (дни) в слое 0–100 см			
Неоглеенная	10.0 ± 5.0	7.3 ± 2.7	20.0 ± 5.0
Среднеглееватая	50.0 ± 9.3	62.5 ± 16.0	64.3 ± 20.5
Сильноглееватая	126.7 ± 39.3	165.0 ± 22.9	175.0 ± 18.0

тур воздуха и как следствие, резкого сокращения испарения и транспирации. Источником формирования верховодки является влага атмосферных осадков и туманов. В зимний период верховодка присутствует постоянно в условиях неглубокого промерзания почв (до 20 см в морозные периоды)

или отсутствия такового при положительных температурах (зимы 2014–2015 и 2019–2020 гг.). Наименьшие среднестатистические глубины верховодки характерны для февраля, когда наблюдается пик стока. В конкретных ареалах почв могут встречаться отклонения (с разбросом максимума

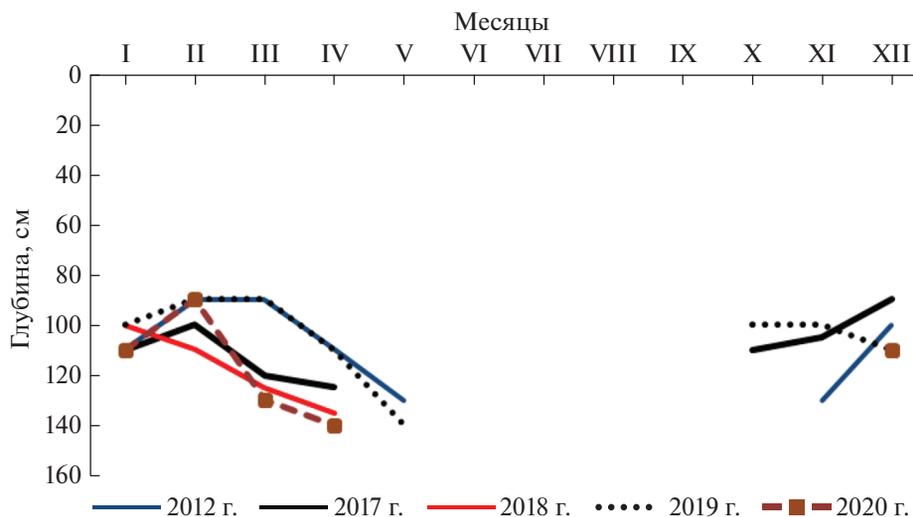


Рис. 3. Динамика верховодки в сильноглееватом буроземе на вершине холма.

стока от января до апреля в отдельные годы) в связи с локальными особенностями накопления свободной влаги.

При бурении до 2 м зафиксировано явление двухъярусной верховодки, когда водоносные горизонты разделяются слоями с высокой плотностью или тяжелого гранулометрического состава. Непостоянный характер таких водоносных горизонтов подтверждает, что это именно верховодка. Грунтовые воды на вершинах холмов и склонах залегают глубже 2 м.

В начале вегетационного периода (апрель) верховодка нередко присутствует в слое 1 м или находится на глубине 1.0–1.2 м. Испарение и транспирация способствуют расходу влаги, и уже к июню верховодка исчезает или перетекает в прослойки рыхлых супесей глубже 130 см. В летний период в большинстве лет верховодка отсутствует в профиле глееватых буроземов (до 130 см). При этом тонкие слои свободной гравитационной влаги могут обнаруживаться в глубоких горизонтах (140–180 см) почвообразующих пород вплоть до августа. На основании этого заключили, что капиллярное насыщение профиля почвы происходит практически круглогодично. Это является причиной критических значений воздухоносной пористости в нижней части профиля буроземов.

Основными морфологическими признаками гидроморфизма в профиле почв являются глубина появления признаков и интенсивность оглеения. Данные многолетнего мониторинга гидрологического режима позволяют установить диагностическое значение морфологических признаков гидроморфизма в почвах на разных элементах рельефа. Выбрали наиболее информативные количественные показатели и сравнили их с глубиной и интенсивностью оглеения в профиле почв (табл. 6).

Результаты корреляционного анализа показали, что граница оглеения в почвах совпадает с верхней границей зоны с ВП < 10%. Коэффициент корреляции для буроземов на вершинах холмов 0.97, а на склонах 0.99. Также тесная связь выявлена между границей оглеения и длительностью периода с ВП < 10% (коэффициенты корреляции соответственно –0.84 и –0.92).

Следовательно, чем выше граница оглеения, тем длительнее период с низкой пористостью аэрации в буроземах. Установлено практическое совпадение границ сильноглееватых горизонтов и максимальных уровней верховодки в буроземах.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В условиях гумидного климата Самбийской равнины (среднегодовое количество осадков 781 мм) в автономных позициях рельефа (вершины холмов) преобладают глееватые буроземы. Вертикальная и пространственная неоднородность пород и накопление ила в нижней части профиля приводят к формированию горизонтов с высокой плотностью и низкой пористостью аэрации. В почвах складывается гидрологический режим с длительным периодом переувлажнения (влажность > НВ). Это приводит к развитию оглеения и формированию морфологических признаков гидроморфизма в профиле большей части буроземов.

Предлагается характеризовать гидрологический режим почв в вегетационный период с апреля по октябрь конкретными количественными показателями: период с влажностью > НВ и < ВРК в слоях 0–20 и 0–100 см, период сквозного промачивания (влажность > НВ по всему слою 1 м), длительность периода и глубина зоны с воздухоносной пористостью < 10% в слое 0–100 см, вероятность

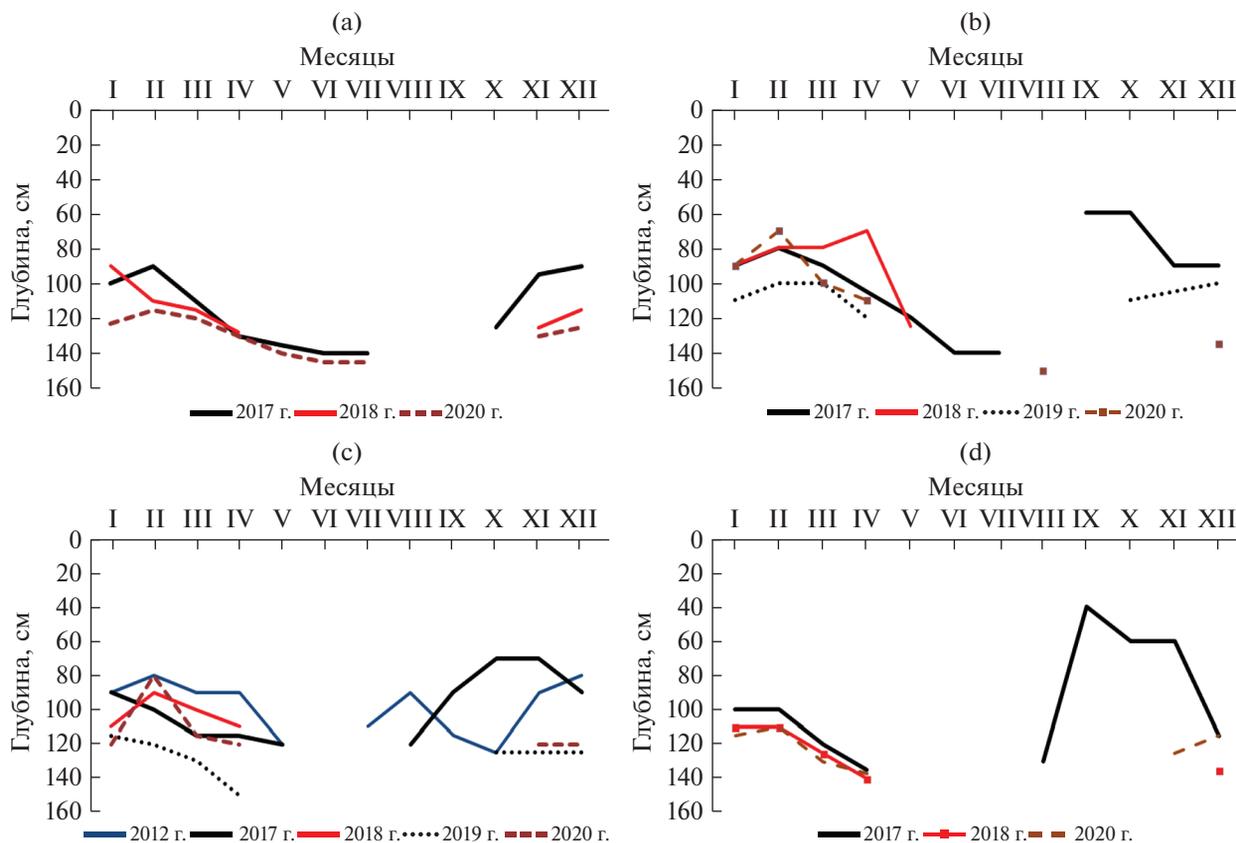


Рис. 4. Динамика верховодки в сильноглееватых буроземах на склонах: а – ареал 5, в – ареал 6, с – ареал 7, d – ареал 8.

Таблица 6. Морфологические признаки и некоторые показатели гидрологического режима в почвах на вершинах и склонах

Ареал	Верхняя граница оглеения без учета степени, см	Верхняя граница оглеения по степеням, см			Средние значения за апрель–октябрь 2012–2020 гг.			Наименьшая глубина верховодки, см**
		g'	g''	g'''	период с ВП <10%, дни	верхняя граница зоны с ВП <10%, см	влажность >НВ в слое 0–20 см, дни	
Буроземы на вершинах холмов								
1	90*	90*	–	–	11.1	90.0	59.0	–
2	50	50	100	–	75.0	52.5	60.0	–
3	29	29	47	80	155.6	34.4	75.8	90
4	43	43	60	–	53.4	56.7	79.4	–
Буроземы на склонах								
5	40	40	59	95	114.4	31.3	53.8	90
6	65	–	65	80	22.2	71.7	57.1	80
7	45	–	45	70	135.0	40.0	81.3	70
8	40	–	40	63	168.1	36.3	50.0	60

* Эпизодическое в сырые периоды осени.

** Чаще всего наблюдаемая в профиле. Степень оглеения горизонтов: g' – слабоглееватый, g'' – среднеглееватый, g''' – сильноглееватый.

формирования и длительность существования верховодки в слое 0–100 см.

В автоморфных легкосуглинистых и супесчаных буроземах на вершинах холмов признаки оглеения не наблюдаются (или выражены слабо в сырые сезоны поздней осени и зимы) при отсутствии в годичном цикле верховодки и возникновении зон с воздухоносной пористостью меньше 10% на глубине 70–100 см не более 20 дней в период с апреля по октябрь во влажные по осадкам годы. Для среднеглееватых осушенных супесчаных и легкосуглинистых буроземов на вершинах холмов характерно развитие зон с критической воздухоносной пористостью с глубины 50–63 см продолжительностью 50–65 дней в течение вегетационного периода. Верховодка возникает эпизодически при выпадении экстремального количества осадков.

Сильноглееватые осушенные буроземы на вершинах холмов и склонах характеризуются постоянным присутствием верховодки в профиле в осенний, зимний и ранневесенний периоды. Вероятность поднятия верховодки в слой 0–100 см с апреля по октябрь в почвах на склонах составляет от 33% в сухие по осадкам годы до 75% во влажные. Длительность нахождения верховодки в метровой толще от 5 до 23 дней. Зоны с критической воздухоносной пористостью глубже 40–60 см существуют в почвах в среднем 127–175 дней в течение вегетационного периода.

На основании многолетнего мониторинга (2012–2020 гг.) установлено, что показатель периода с влажностью >НВ в слое 0–20 см в условиях гумидного климата не имеет устойчивой достоверной связи со степенью оглеения в осушаемых буроземах пахотного агроландшафта. Критерием различия буроземов разных степеней оглеения (от неоглеенных до сильноглееватых) служит показатель длительность периода с воздухоносной пористостью <10% в слое 0–100 см.

Верхняя граница оглеения в изученных почвах является показателем зоны с ВП >10% в вегетационный период, а граница сильноглееватого горизонта указывает на ежегодную максимальную границу верховодки. Таким образом, установлена связь характеристик гидрологического режима глееватых буроземов с морфологическими признаками гидроморфизма в их профиле.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследования проводили в рамках инициативно-поисковой госбюджетной научно-исследовательской темы кафедры агропочвоведения и агроэкологии ФГБОУ ВО «КГТУ» «Почвенные ресурсы Калининградской области: оценка, использование, продуктивность, управление». Работа выполнена при финансовой поддержке

гранта РФФИ 19-29-05277 мк «Цифровой структурно-функциональной анализ ландшафта в системе адаптивно-ландшафтного земледелия».

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Автор заявляет, что у него нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агроклиматический справочник по Калининградской области. Л.: Гидрометеорологическое изд-во, 1961. 130 с.
2. Анциферова О.А. Изученность водного режима почв Калининградской области // Изв. КГТУ. 2019. № 53. С. 11–24.
3. Анциферова О.А. Почвы Замландского полуострова и их антропогенное изменение. Ч. 1. Факторы почвообразования. Почвы подзолистого и буроземного рядов. Калининград, 2008. 397 с.
4. Баринова Г.Н. Калининградская область. Климат. Калининград, 2002. 196 с.
5. Большаков А.Ф. Водный режим мощных черноземов Среднерусской возвышенности. М.: Изд-во АН СССР, 1961. 200 с.
6. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследований физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
7. Васильев И.С. Водный режим подзолистых почв. М.: Тр. Почв ин-та им. В.В. Докучаева, 1950. Т. 32.
8. Географический атлас Калининградской области / Гл. ред. Орленок В.В. Калининград: Изд-во КГУ, ЦНИТ, 2002. 276 с.
9. Герасимов И.П. Генетические, географические и исторические проблемы современного почвоведения. М.: Наука, 1976. 300 с.
10. Герасимова М.И., Гаврилова И.П. Автономные суглинистые почвы центральной части Калининградской области: проблемы генезиса // Почвоведение. 2005. № 1. С. 5–15.
11. Добровольский Г.В., Урусевская И.С. География почв. М.: КолосС, 2004. 460 с.
12. Завалишин А.А., Надеждин Б.В. Почвенный покров Калининградской области // Почвы Калининградской области. М.: Изд-во АН СССР, 1961. С. 5–130.
13. Зайдельман Ф.Р. Генезис и экологические основы мелиорации почв и ландшафтов. М., 2009. 720 с.
14. Зайдельман Ф.Р. Гидрологический режим почв Нечерноземной зоны. Генетические, агрономические и мелиоративные аспекты. Л.: Гидрометеоиздат, 1985. 328 с.
15. Зайдельман Ф.Р. Методы эколого-мелиоративных изысканий и исследований почв. М.: Колос, 2008. 486 с.
16. Зайдельман Ф.Р. Морфоглеогенез, его визуальная и аналитическая диагностика // Почвоведение. 2004. № 4. С. 389–398.
17. Зайдельман Ф.Р., Степанцова Л.В., Никифорова А.С., Красин В.Н., Сафронов С.Б., Красина Т.В. Генезис и деградация черноземов европейской России под

- влиянием переувлажнения. Способы защиты и мелиорации. Воронеж: Кварта, 2013. 352 с.
18. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 224 с.
 19. Муромцев Н.А., Анисимов К.Б. Особенности формирования водного режима дерново-подзолистой почвы на различных элементах почвенной катены // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2015. Вып. 77. С. 78–93.
 20. Роде А.А. Водный режим почв и его регулирование. М.: Изд-во АН СССР, 1961. 120 с.
 21. Роде А.А. Основы учения о почвенной влаге. Т. 2. Методы изучения водного режима почв. Л.: Гидрометеорологическое изд-во, 1969. 288 с.
 22. Романова Т.А. Водный режим почв Беларуси. Минск, 2015. 144 с.
 23. Церлинг В.В. Из истории опытного дела на территории Калининградской области // Агрехимические работы в Калининградской области. М.: Изд-во АН СССР, 1959. С. 7–39.
 24. Шейн Е.В. Курс физики почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2005. 432 с.
 25. Шейн Е.В., Болотов А.Г., Дембовецкий А.В. Гидрология почв агроландшафтов: количественное описание, методы исследования, обеспеченность почвенных запасов влаги // Почвоведение. 2021. № 9. Т. 55. С. 1076–1084. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21090070>
 26. Эколого-географические закономерности эволюции почв и почвенного покрова мелиорируемых земель Нечерноземья. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 1999. 372 с.
 27. Morgenstern H., Thiere I. Zur Diagnose und Bestimmung von Horizonten stauvernässte Kulturböden. Albrecht-Thaer-Arch. 1970. Bd. 14. H. 7.
 28. Schwertmann U., Fisher W.R. Natural “amorphous” ferric hydroxide // Geoderma. 1973. V. 10. № 3.
 29. Teaci D. The morphochromatic diagnosis of gley and gleyed horizons and soils // Știința Solului. 1968. V. 6. № 2–3.

Hydrological Regime of Cambisols in the Agricultural Landscape of the Sambia Plain (Kaliningrad Region)

O. A. Antsiferova*

Kaliningrad State Technical University, Kaliningrad, Russia

**e-mail: anciferova@inbox.ru*

The study is aimed at determining the quantitative indicators of the hydrological regime of drained Cambisols. In the humid climate of the Sambia Plain (South-Eastern Baltic States), the mesorelief is a factor of soil differentiation according to the degree of hydromorphism. Within the same mesorelief elements, differences in the hydrological regime of soils are associated with the lithological factor that determines the physical properties. Based on long-term monitoring (2012–2020), it was found that the indicators of soils of different degrees of gleying are the duration of the period with air porosity below 10% in a layer of 0–100 cm and the regime of perched water. The rhythmicity of quantitative indicators of the hydrological regime of Cambisols depending on the annual amount of precipitation is revealed. It is shown that the morphological appearance (the upper boundary and the degree of soil gleying) carries specific information about the modern hydrological regime. The boundary of gleying in soils closely correlates with the upper boundary of the zone with air porosity below 10%. The perched water occurs in strongly gleyic soils in the late autumn period and is present until April–May (sometimes until July) at a depth of 80–130 cm. The probability of raising the perched water in a layer of 0–100 cm from April to October in soils on slopes ranges from 33% in dry precipitation years to 75% in wet. The coincidence of the boundaries of the strongly gleyic horizons and the maximum levels of the perched water in the drained Cambisols was revealed. The results of the study are applied in the field of soil hydrology and assessment of the reclamation state of drained agricultural landscapes.

Keywords: long-term monitoring, gleyization, quantitative indicators, air porosity, perched water, Cambisols (Loamic, Aric), Gleyic Cambisols (Loamic, Aric, Drainic)

УДК 631.46:574.4:630*43

ИНГИБИРОВАНИЕ ФЕРМЕНТАТИВНОЙ АКТИВНОСТИ ЧЕРНОЗЕМА ОБЫКНОВЕННОГО ГАЗООБРАЗНЫМИ ПРОДУКТАМИ ГОРЕНИЯ РАСТИТЕЛЬНЫХ МАТЕРИАЛОВ

© 2022 г. М. С. Нижельский^а *, К. Ш. Казеев^а, В. В. Вилкова^а, С. И. Колесников^а

^аЮжный федеральный университет, Стачки, 194/1, Ростов-на-Дону, 344090 Россия

*e-mail: nizhelskiy@sfedu.ru

Поступила в редакцию 27.11.2021 г.

После доработки 17.01.2022 г.

Принята к публикации 18.01.2022 г.

Пирогенное воздействие вызывает коренное изменение природных экосистем и замедляет естественное возобновление территорий. Одним из серьезных факторов пирогенного воздействия на биоту и почвы является дым от пожаров. Негативное воздействие дыма от продуктов горения исследовано на живых организмах, однако подобных работ для почвенной фауны, микробоценозов и биологической активности почв мало. Целью работы было выявление влияния продуктов горения материалов растительного происхождения на ферментативную активность чернозема обыкновенного легкогоглинистого в лабораторных и полевых экспериментах. Под воздействием дыма произошло изменение активности почвенных ферментов: каталазы, полифенолоксидазы, пероксидазы, инвертазы. Выявлена четкая зависимость интенсивности ингибирования активности ферментов от времени воздействия (30–120 мин) дыма на чернозем. Проведена оценка глубины проникновения газообразных продуктов горения в почву в зависимости от времени воздействия. В ходе анализа выявлено, что максимальное ингибирование активности ферментов происходит в слое 0–1 см, на глубине 4–5 см воздействие дыма минимально. Во влажной почве ферменты более восприимчивы к негативным последствиям из-за поглощения продуктов горения водой. Прослежена динамика восстановления ферментативной активности почвы без применения биопрепаратов. Самыми чувствительными к продуктам горения оказались ферменты класса оксидоредуктаз (каталаза, полифенолоксидаза и пероксидаза). Полученные результаты свидетельствуют о значительном влиянии дыма на ферментативную активность почв.

Ключевые слова: Naplic Chernozem (Loamic), пирогенное воздействие, биологическая активность, фумигация, каталаза, пероксидаза, полифенолоксидаза, инвертаза

DOI: 10.31857/S0032180X22060090

ВВЕДЕНИЕ

В последние годы природные пожары возникают все чаще, как следствие произошло увеличение площадей с постпирогенными почвами. Появление подобных условий ведет к ухудшению естественного возобновления поврежденных территорий.

Основные явления, сопровождающие пожар – горение, тепловое воздействие и задымление. Горение представляет собой процесс термической деструкции компонентов экосистем, выделения тепла и свечения горючих материалов [4]. Задымление – это выделение газообразных веществ вследствие возгорания продуктов, подвергшихся термической обработке.

Пожары оказывают негативное воздействие как на флору и фауну, так и на качество почв, изменяя их свойства (физические, химические и

биологические). Пирогенное воздействие на почву различается в зависимости от типа пожара (верховой, низовой, подземный), его интенсивности (слабый, средний, сильный), продолжительности (от нескольких минут до нескольких часов) и повторяемости [9, 12, 17, 28]. Фронт огня может продвигаться на многие километры, он способен в кратчайшие сроки преобразовать местность. В результате ухудшаются защитные, водоохраные и другие свойства затронутых огнем территорий, исчезает фауна, уничтожаются сооружения, в отдельных случаях – населенные пункты. Все это говорит о значительных трансформациях, происходящих в экосистемах, в связи с чем пирогенное воздействие вызывает серьезную озабоченность экологическим состоянием окружающей среды.

Огонь оказывает наибольшее влияние из всех явлений, сопровождающих пожары. Известно, что одно из главных условий распространения ог-

ня – наличие горючих материалов, количество которых увеличивается с ростом биомассы [13]. Помимо огня колоссальное воздействие на качество почвы, а также на живые организмы, оказывает дым. Образовавшиеся в результате пирогаемого фактора продукты горения зависят от их влажности, чем она больше, тем меньше в воздух, а затем в почву при осаждении, поступает газозагрязнителей. Если происходит неполное сгорание материалов, то выделяется CO, HNC, углеводороды и др. Например, в лесах часто можно наблюдать процесс, который сопровождается выделением угарного газа [2, 28]. Диаметр основного количества частиц, образующихся при лесных пожарах (более 90%), составляет 10 мкм и менее. Они могут быть первичными, выделяющимися в атмосферу вследствие неполного сгорания, или вторичными, образующимися в результате физических или химических превращений. Первичными частицами могут быть элементарный углерод (сажа) или органические частицы углерода. Последние также могут быть получены вторично, путем конденсации горячих паров (смола) [23]. При возникновении пожара частицы сажи поступают в воздух. Как известно, они состоят из углерода и продуктов неполного сгорания (древесины, коры деревьев, лесной подстилки и др.). В свою очередь эти органические вещества, в том числе фенольные соединения, являются опасными токсикантами [2, 16]. Поэтому дым можно считать одним из факторов, который оказывают существенное воздействие на почву и ее биоту.

Биохимические показатели (активность почвенных ферментов) могут служить индикатором качества и плодородия сельскохозяйственных почв, а также оценки их состояния при применении различных способов обработки [1, 7, 19, 22, 31]. При воздействии пирогаемого фактора ферментативная активность служит надежным индикатором выявления нарушений в почве, так как является очень чувствительным показателем биогенности [21, 33, 34, 36], особенно при диагностике химического загрязнения [7, 26].

В настоящее время вопрос о влиянии дыма на ферментативную активность почв изучен не достаточно. Большинство работ о пирогаемом воздействии посвящены влиянию огня (тепловое излучение) на свойства почв и его воздействия на живые организмы. Возникает необходимость более подробно рассмотреть действие дыма от источников горения на активность почвенных ферментов.

Цель работы – выявить влияние продуктов горения материалов растительного происхождения (листья, древесины, соломы пшеницы) на активность ферментов (каталазы, полифенолоксидазы, пероксидазы, инвертазы). В задачи исследований входило определение глубины проникновения ды-

ма в чернозем по степени ингибирования ферментов на разных глубинах (0–1, 1–2 и 4–5 см), выявление особенностей реакции ферментов в сухой и влажной почве, а также динамика их восстановления после фумигации.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Характеристика района исследования. В качестве объекта исследования выбрали почву пахотного участка (слой 0–20 см) ботанического сада Южного федерального университета, который занимает площадь более 160 га. Географические координаты места исследования: 47.23815° N, 39.64194° E. Среднегодовое количество осадков около 460 мм, среднегодовая температура 8.2°C. Среднегодовая температура января от –5 до –9°C, июля от 22 до 24°C [14]. Почва – чернозем обыкновенный южно-европейской фации карбонатный легкоглинистый (Haplic Chernozem (Agric, Loamic, Pachic)). Черноземы занимают обширную территорию юга России и являются одними из наиболее плодородных в мире [1, 3]. Почва опытного участка характеризуется следующими показателями: мощность гумусовых горизонтов (A + B) – 80 см, содержание органического углерода в пахотном горизонте – 2.0%, легкоглинистый гранулометрический состав (содержание физической глины – 53%), содержание подвижного фосфора – 3.3 мг P₂O₅/100 г, обменного калия, K₂O – 341 мг/кг, нитратов, N–NO₃ – 8.4 мг/кг.

Модельные эксперименты проводили в лабораторных и естественных условиях. Для экспериментов использовали свежесушенную (при комнатной температуре, в тени через сутки–двое после отбора) почву. Поскольку высокая температура является важным фактором ингибирования ферментов [22, 30], тепловое воздействие от дыма было исключено конструктивными особенностями дымогенераторов. Контейнер, выполняющий роль газовой меры, во всех исследованиях был идентичен – объем 50 л. Вес золы продуктов горения контролировали при помощи аналитических весов Vibra HTR-220CE (Shinco Denshi Co. Ltd., Япония).

Кратковременное и длительное воздействие фумигации на почву. В рекогносцировочном эксперименте определяли пороговые значения токсичности дыма. В краткосрочном опыте исследовали 4 варианта в трехкратной повторности. Воздушно-сухую почву массой 40 г слоем 0.6 см помещали в полипропиленовые контейнеры объемом 200 мл. Площадь поверхности почвы, которая контактировала с дымом, составила 136 см². Далее контейнеры с почвой помещали в большой контейнер, выполняющего роль газовой камеры, для обработки дымом с помощью дымогенерато-

ра Kitfort KT-2033 Smoking Gun (Kitfort, Китай) в течение 15 мин со скоростью подачи дыма около 2 л/мин. Источниками горения были сухие растительные материалы (солома озимой пшеницы, листья клена, хвоя сосны, сигаретный табак). До 10 г каждой из разновидностей продукта горения воздействовало на образцы почвы. Масса всех использованных горючих веществ в общем составила 37.8 г, по 10 г — соломы, листьев клена, хвои сосны и 7.8 сигаретного табака.

Длительный опыт проводили с использованием дымогенератора Merkel Standart (Helicon, Россия). Дым прокачивали через газовую камеру к почвенным образцам с помощью воздушного компрессора Barbus Air 007 (Barbus, Китай), мощностью 4.5 л/мин. В качестве продукта горения использовали щепу яблони, массой 200 г. Исследовали 6 образцов почвы (3 контрольных и 3 для обработки дымом). Образцы почв массой 40 г слоем 0.6 см и площадью поверхности 136 см², контактируемой с дымом, помещали в контейнер объемом 50 л (газовую камеру) для фумигации. Время обработки каждого образца дымом при работе дымогенератора — 60 мин. В данном опыте оценивали более длительное воздействие дыма на ферментативную активность (каталазы, полифенолоксидазы, пероксидазы, инвертазы) чернозема.

Весь образец почвы, слоем 0.6 см, отобрали целиком для анализа после кратковременного и длительного воздействия фумигации.

Глубина проникновения дыма в почву. Эксперимент выполняли на том же оборудовании. В качестве источника дыма использовали сосновые опилки и стружку массой 210 г. Целью проведения было установление глубины проникновения газообразных веществ в почву в зависимости от времени воздействия (30, 60, 120 мин). Сухую почву насыпали в контейнеры объемом 350 мл, слоем 5 см и весом 310 г, площадь поверхности почвы составила 136 см². Обработывали дымом 9 образцов при трех контрольных вариантах. Идентичный эксперимент выполняли с увлажненной водой до 40 мас. % почвой, масса горючего материала 225 г.

После выполнения опытов почвенные образцы для анализа отбирали послойно из слоев 0–1, 1–2, 4–5 см.

Динамика восстановления почвенных ферментов. Эксперимент выполняли в лабораторных условиях с дымогенератором. Почву массой 40 г, слоем 0.6 см помещали в контейнеры 200 мл, а затем в газовую камеру объемом 50 л для фумигации. Подачу воздуха в отличие от предыдущих экспериментов осуществляли более мощным воздушным компрессором Hailea ACO-208 (Китай), производительность которого составляет 17.5 л/мин. Время обработки дымом чернозема — 30, 60 и 120 мин. В качестве продукта термиче-

ской деструкции использовали щепу яблони. В данном опыте выявили динамику восстановления почвенных ферментов в лабораторных условиях без применения биопрепаратов, анализ ферментов проводили сразу после эксперимента. Образец почвы для анализа после опыта был отобран целиком. Спустя месяц анализ повторяли, при этом в почве поддерживали оптимальные условия для протекания биологических процессов в течение всего периода хранения образцов (температура 25–30°C и влажность 40%). Процедура отбора почвенных образцов для анализа аналогична, описанной ранее.

Аналогичный эксперимент проводили в естественных условиях в ботаническом саду ЮФУ. При исследовании почву накрывали пластиковым изолятором. Оборудование, условия проведения опыта и хранения почвенных образцов описаны выше. Отбор образцов выполняли из поверхностного слоя 0–1 см. Изменения биохимических показателей исследовали сразу после фумигации и спустя месяц.

Температуру воздуха в газовой камере и почвах контролировали с помощью электронного термометра Hanna Chaktemp, пирометра DT-810 СЕМ и температурных датчиков Термохрон DS1921. Влияние продуктов горения при фумигации на рН воды, помещенной в отдельной от почвы емкости (контейнере), определяли потенциометрическим методом при помощи прибора HANNA HI-98128-pHep-5 (Германия). Реакцию среды почвы определяли при соотношении почва : вода 1 : 2.5. Содержание легкорастворимых солей — кондуктометрически по удельной электропроводности раствора прибором HANNA HI-9034 (Германия). Индикаторами воздействия дыма были почвенные экзоферменты, содержание которых исследовали классическими методами оценки ферментативной активности почв в 3–6-кратной повторности [8]. Активность каталазы определили волюметрическим методом А.Ш. Галстяна по скорости разложения H₂O₂. Уровень активности пероксидазы и полифенолоксидазы — колориметрическим методом Л.А. Карягиной и Н.А. Михайловой с субстратом гидрохиноном. Для определения инвертазы использовали модифицированный колориметрический метод, основанный на определении оптической плотности реактива Феллинга после восстановления CuSO₄ глюкозой, образующейся из инвертированной сахарозы [8].

Достоверность различий контрольных и опытных вариантов оценивали однофакторным дисперсионным анализом с уровнем значимости $p < 0.05$, а также t -тестом Стьюдента при уровне значимости $p < 0.01$ в программах Microsoft Excel и Statistica.

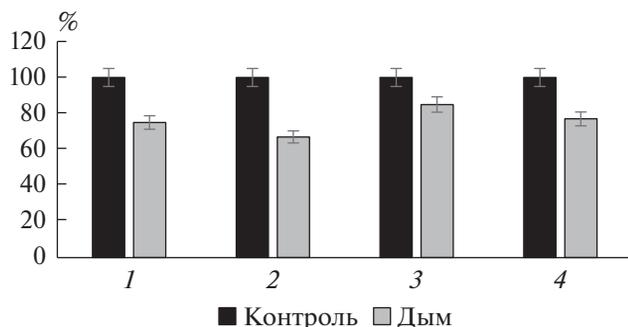


Рис. 1. Изменение активности ферментов под воздействием дыма в течение 60 мин: 1 – каталаза, 2 – полифенолоксидаза, 3 – пероксидаза, 4 – инвертаза (изменения достоверны при $p < 0.01$).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Кратковременное и длительное воздействие фумигации на почву. В результате рекогносцировочного исследования с миниатюрным дымогенератором Kitfort КТ-2033 выявлено достоверное уменьшение активности ферментов под воздействием дыма от небольшого количества горючих веществ в течение 15 мин на 7–10%. При этом ингибирование не зависело от источника горения в вариантах с обработкой дымом соломы озимой пшеницы, листьев клена и хвои сосны. Сигаретный дым привел к незначительному увеличению активности фермента – на 9%. Дальнейшие исследования проводили с источниками дыма от продуктов горения для выяснения закономерностей его влияния на ферментативную активность почвы.

В результате более продолжительного модельного опыта (60 мин) установлено, что активность всех рассматриваемых ферментов (каталазы, полифенолоксидазы, пероксидазы и инвертазы) уменьшилась после воздействия дыма в течение 60 мин. Зна-

чение активности каталазы уменьшилось на 25% относительно контроля (рис. 1). Выявлено подавление активности полифенолоксидазы и пероксидазы на 33 и 15% соответственно, а инвертазы – на 23%.

Глубина проникновения дыма в почву от продуктов горения опилок сосны. Активность каталазы после 30 мин фумигации в слоях 0–1, 1–2 и 4–5 см сократилась на 5–19% (рис. 2). После 60 мин в этих же слоях ингибирование составило 10–28%, а после 2 ч зафиксировано подавление на 8–37%.

Активность полифенолоксидазы уменьшилась в слое 0–1 см на 6–49% после 30–120 мин фумигации. Однако в остальных слоях достоверные различия установить не удалось из-за высокого варьирования активности в образцах, которые перекрывали различия между вариантами опыта.

В рамках этого эксперимента выявлено изменение показателей рН дистиллированной воды, помещенной в газовую камеру в отдельных контейнерах. Его значение достоверно уменьшалось под действием дыма и составило 2.2–2.6 ед., что свидетельствует о высокой степени влияния продуктов горения. Минерализации воды также существенно изменилась в течение 30, 60 и 120 мин фумигации дымом от опилок (табл. 1).

Аналогичный опыт с глубиной проникновения дыма выполнен с влажной почвой, заранее увлажненной водой до оптимальной для биологических процессов влажности (40% от массы почвы). Увлажнение чернозема было выполнено для оценки влияния дыма на влажную почву по сравнению с воздушно-сухой, которую подвергали воздействию в предыдущем эксперименте. При этом предполагалось, что она будет сорбировать больше аэрозолей за счет растворения продуктов горения в условиях увлажнения. Установлено, что активность почвенных ферментов (каталазы и полифенолоксидазы) уменьшилась аналогично

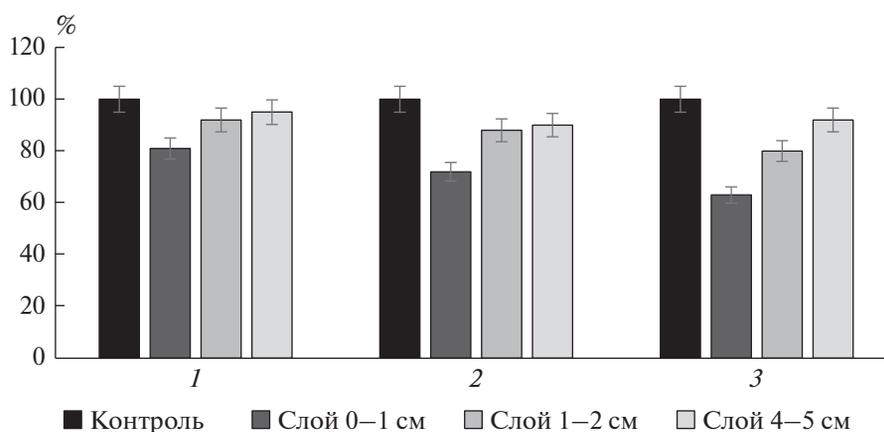


Рис. 2. Глубина проникновения дыма от продуктов горения. Изменение активности каталазы в зависимости от времени обработки: 1 – дым 30 мин, 2 – дым 60 мин, 3 – дым 120 мин (различия достоверны при уровне значимости $p < 0.05$).

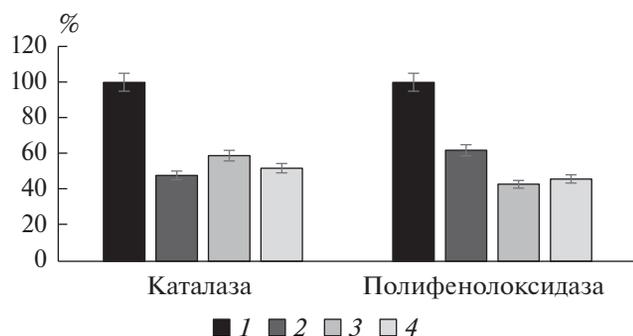


Рис. 3. Изменение активности каталазы и полифенолоксидазы во влажной почве в слое 0–1 см в зависимости от времени обработки дымом: 1 – контроль, 2 – дым 30 мин, 3 – дым 60 мин, 4 – дым 120 мин (различия достоверны при уровне значимости $p < 0.05$).

предыдущим опытам (рис. 3). Анализ показал, что активность каталазы в слое 0–1 см была ингибирована относительно контроля после 30 мин на 52%, после 60 мин – на 41%, а после 120 мин – на 48%. Данные значения активности фермента несколько больше, чем в прошлом опыте. Содержание полифенолоксидазы также уменьшилось в слое 0–1 см относительно контроля (на 38, 57, 54% за 30, 60 и 120 мин соответственно), что больше, чем в воздушно-сухой почве (6–46%).

Динамика восстановления почвенных ферментов. Исследования показали, что сразу после модельного эксперимента по фумигации почвы материалами растительного происхождения (щепой яблони) значения оксидоредуктаз (каталазы, полифенолоксидазы, пероксидазы) существенно изменились (рис. 4) относительно контрольных вариантов. При проведении анализов через месяц установили постепенное восстановление ферментативной активности без биопрепаратов. Активность каталазы восстановилась до контрольных значений, за исключением варианта с воздействием дыма 120 мин. Аналогичная ситуация выявлена для пероксидазы. Менее восприимчивым ферментом оказалась полифенолоксидаза. По сравнению с контрольным вариантом полного восстановления не наблюдалось в вариантах с обработкой дымом 60 и 120 мин (95 и 60% соответственно).

Таблица 1. Изменение минерализации и показателя pH воды, а также почвенной среды после фумигации дымом от материалов растительного происхождения

Вариант	Вода		Почва
	pH	минерализация, мг/л	pH
Контроль	6.6	10	7.6
30 мин	2.6	250	7.0
60 мин	2.5	410	6.3
120 мин	2.2	880	5.9

При проведении полевого эксперимента отмечено значительное влияние дыма на биохимические показатели. Однако по сравнению с результатами модельного опыта подавление ферментов не так сильно выражено. Например, активность каталазы в течение 30–120 мин уменьшилась на 13–42%, пероксидазы – на 8–29%, а полифенолоксидазы – на 7–30% (рис. 5). Через месяц результаты перепроверили и выявили, что ни один из показателей не восстановился до контрольных значений, в то время как в лабораторных условиях после фумигации 30–60 мин эти ферменты восстановили активность.

ОБСУЖДЕНИЕ

Выбор ферментов для анализа обусловлен их высокой чувствительностью к антропогенным влияниям. Анализ каталазы часто используют при биомониторинге и биодиагностике почвенного покрова. Данный фермент широко распространен в почвах и является информативным диагностическим показателем при изучении различных видов антропогенного воздействия [7]. Пероксидаза и полифенолоксидазы очень чувствительны к воздействиям разного типа, а их уровень активности может служить важным диагностическим критерием [7, 8, 32, 35]. Активность инвертазы является одним из наиболее информативных показателей, обнаруживающих наиболее четкие коррелятивные связи с плодородием и антропогенными факторами [8, 10, 18].

По результатам исследований выявлена общая закономерность уменьшения активности ферментов от времени обработки дымом. Влияние фумигации на почву рассмотрено некоторыми авторами [25, 27, 29, 39, 40]. Однако в данных работах изучали изменение микробных сообществ под действием дыма и его влияние на ферментативную активность в сельскохозяйственных почвах при обработке различными веществами (бромистым метилом, дазометом и др.). Акцент сделан на увеличение урожайности, а также влиянии на сообщества микроорганизмов почвы. В работах некоторых авторов отмечено подавление болезнетворных организмов вследствие фумигации, а также увеличение количества микроорганизмов, которые способствуют росту растений и увеличению ферментативной активности. Данный процесс происходит за счет обезвреживания почвы с использованием специальных препаратов (дазомет и др.). В настоящем исследовании рассмотрено изменение почвенных ферментов после пирогенного воздействия, где фумигация привела к уменьшению активности ферментов. Такое различие в результатах с другими исследователями говорит о токсичном составе дыма при пожарах. Он существенно отличается от состава фу-

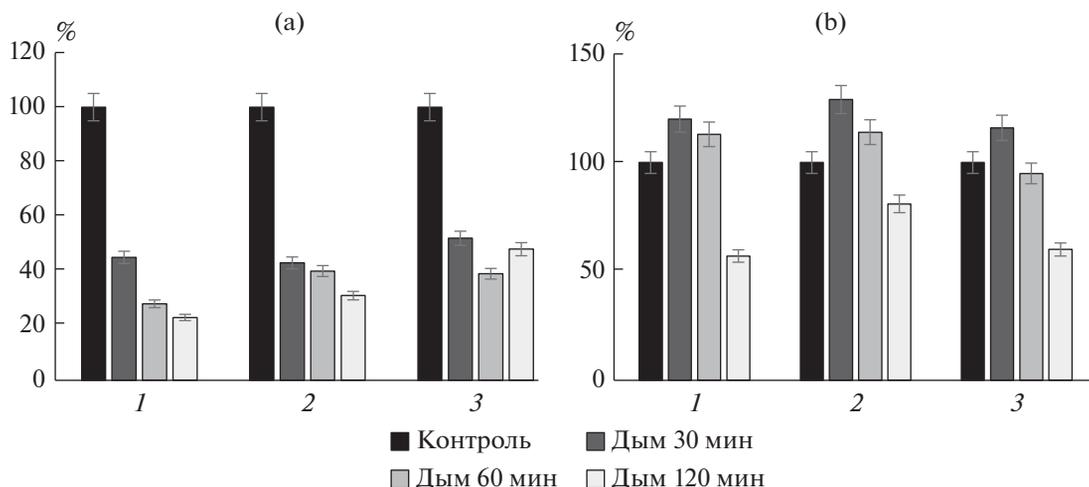


Рис. 4. Влияние фумигации на чернозем в модельном опыте (а) и динамика восстановления (б) спустя 1 месяц: 1 – каталаза, 2 – пероксидаза, 3 – полифенолоксидаза (различия достоверны при уровне значимости $p < 0.05$).

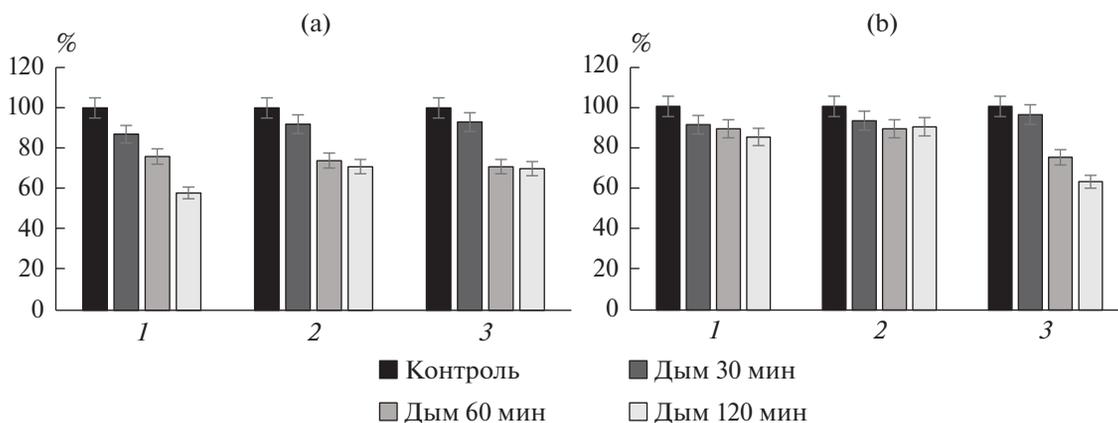


Рис. 5. Влияние фумигации на чернозем в естественных условиях (а) и динамика восстановления (б) спустя 1 месяц: 1 – каталаза, 2 – пероксидаза, 3 – полифенолоксидаза (различия достоверны при уровне значимости $p < 0.05$).

мигрантов при обезвреживании почвы дазометом, бромистым метилом и другими препаратами.

Ранее исследовано влияние дыма на почву от продуктов горения соломы [9]. Выявлено изменение микробиологических (микробная биомасса, азотфиксирующие бактерии) и биохимических свойств чернозема обыкновенного. В частности, установлено уменьшение активности оксидоредуктаз и гидролаз при разной влажности в условиях холодной (52°C) и горячей (139°C) обработки почвы дымом от горения соломы. Отмечено, что наибольший подавляющий эффект на ферменты оказал именно горячий дым из-за высоких температур. Уменьшение значений биохимических показателей зависит и от глубины почвы. Зафиксировано изменение микробной биомассы и обилия бактерий рода *Azotobacter* от воздействия горячего дыма [9]. При этом активность как фер-

ментов, так и обилие живых организмов зависели от времени обработки дымом. Установлено, что содержание гумуса и влажность являются основными показателями, влияющими на почвенные ферменты и микробное сообщество [6, 19].

Основной эффект от пирогенного фактора зафиксирован в слое 0–1 см, где наблюдаются наибольшие изменения ферментативной активности. Уменьшение произошло из-за поглощения почвой токсичных газов и аэрозолей, поскольку при горении древесных остатков в почву выделяются сажа, CO_2 , CO и разные углеводороды. Значения pH уменьшается до величин, при которых жизнь многих животных и растений крайне ограничена. Изменение pH воды происходит за счет CO_2 , который хорошо в ней растворяется, образуя угольную кислоту. Реакция среды почвенной суспензии в опытах уменьшается в меньшей степени

в результате высокой буферности черноземов (табл. 1). Глубже верхнего слоя эффект пирогенного воздействия уменьшается, а минимальные изменения наблюдались в слое 4–5 см. Известно, что воздействие при пожарах ограничено верхним слоем почвы, глубже которого влияние пирогенного фактора (огня) на почвенные свойства слабо выражено [9, 17, 18, 37]. Установлено, что почва является эффективным фильтром, способным поглощать токсичные газы и предотвращать от негативного воздействия нижележащие слои. Это позволяет почве быстро восстанавливать биологическую активность, распространяя ее снизу на ингибированные дымом поверхностные слои почвы.

Результаты полевого эксперимента по восстановлению ферментативной активности чернозема отличаются от модельного. Это связано с более благоприятными условиями температуры и влажности, способствующими ускоренному протеканию биологических процессов в лаборатории. Во время проведения полевых исследований почва опыта имела такую же температуру, но меньшую влажность (12–22%), что сказалось на скорости протекания в ней биологических процессов. Полученные результаты в обоих случаях говорят о постепенном восстановлении почвы. Для стимулирования биологических процессов и более быстрого восстановления поврежденных территорий многие исследователи рекомендуют применять биопрепараты [5, 11, 15, 24, 38].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Установлена высокая чувствительность каталазы, полифенолоксидазы, пероксидазы, инвертазы к продуктам горения материалов растительного происхождения. Выявлена четкая закономерности изменения ферментативной активности чернозема обыкновенного в зависимости от времени обработки дымом. При этом ингибирование не зависело от материала, подвергающегося термической деструкции. Более чувствительны к дыму оказались ферменты класса оксидоредуктаз: каталаза (наиболее чувствительный фермент), а также полифенолоксидаза. Подавление произошло даже при незначительном (15 мин) воздействии газообразных веществ. Увеличение срока воздействия дыма приводило к усилению подавления ферментов. Инвертаза из класса гидролаз была менее информативной из-за худшей чувствительности к фумигации и большему варьированию в почве. Глубина проникновения газообразных продуктов в воздушно-сухую и увлажненную почву ограничивается первыми сантиметрами, при этом эффект влияния дыма на увлажненную почву был больше. Это может свидетельствовать о большей чувствительности ферментов в увлажненной почве, так как почвенный раствор поглощает газооб-

разные продукты горения, что воздействует на биологическую активность почв. Выявлена тенденция к восстановлению активности ферментов чернозема после фумигации. Этот эффект зафиксирован в лабораторных условиях, где оксидоредуктазы (каталаза, полифенолоксидаза, пероксидазы) практически восстановили активность до исходных величин через месяц после воздействия дыма в течение 30 и 60 мин. В естественных условиях восстановление активности ферментов в фумигированной почве было неполным, что говорит о различиях протекания биологических процессов в лабораторных и естественных условиях.

Полученные результаты и закономерности воздействия одного из факторов пирогенного воздействия могут быть использованы для оценки состояния почв и почвенного покрова наиболее пострадавших от пожаров территорий.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследования проведены при финансовой поддержке ведущей научной школы Российской Федерации (НШ-2511.2020.11, НШ-449.2022.5).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Азаренко (Мясникова) М.А., Казеев К.Ш., Ермолаева О.Ю., Колесников С.И.* Изменение растительного покрова и биологических свойств черноземов в постагрогенный период // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1412–1422.
2. *Бердникова Л.Н.* Влияние опасных и вредных факторов лесных пожаров на окружающую среду // Безопасность и экология транспортно-технологических средств. Красноярск, 2019. С. 47–55.
3. *Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И.* Почвы Ростовской области. Ростов-на-Дону: Изд-во ЮФУ, 2012. 492 с.
4. *Верзилин М.М., Повзик Я.С.* Пожарная тактика. М.: ЗАО “Спецтехника НПО”, 2007. 442 с.
5. *Газданова И.О., Гериева Ф.Т., Моргоев Т.А.* Эффективность применения биостимуляторов “Эпин-экстра” и “Циркон” на посадках картофеля в агроэкологических условиях РСО-Алания // Аграрный вестник Урала. 2020. № 8. С. 2–8. <https://doi.org/10.32417/1997-4868-2020-199-8-2-8>
6. *Горбцова О.Н., Гедгафова Ф.В., Улигова Т.С., Темботов Р.Х.* Сравнительная оценка биологических свойств почв культурных и естественных ценозов Центрального Кавказа (на примере территорий терского варианта поясности в пределах Кабардино-Балкарии) // Почвоведение. 2016. № 1. С. 100–106.
7. *Даденко Е.В., Денисова Т.В., Казеев К.Ш., Колесников С.И.* Оценка применимости показателей фер-

- ментативной активности в биодиагностике и мониторинге почв // Поволжский экологический журнал. 2013. № 4. С. 385–393.
8. *Казеев К.Ш., Колесников С.И., Акименко Ю.В., Даденко Е.В.* Методы диагностики наземных экосистем. Ростов-на-Дону: Изд-во ЮФУ, 2016. 356 с.
 9. *Казеев К.Ш., Одабашиян М.Ю., Трушков А.В., Колесников С.И.* Оценка влияния разных факторов пирогенного воздействия на биологические свойства чернозема // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1372–1392.
 10. *Казеев К.Ш., Солдатов В.П., Шханацев А.К., Шевченко Н.Е., Грабенко Е.А., Ермолаева О.Ю., Колесников С.И.* Изменение свойств дерново-карбонатных почв после сплошной рубки в хвойно-широколиственных лесах Северо-Западного Кавказа // Лесоведение. 2021. № 4. С. 426–436. <https://doi.org/10.31857/S0024114821040069>
 11. *Максимова Е.Ю.* Оценка применения гуминовых препаратов в качестве мелиорантов для рекультивации деградированных постпирогенных почв // Агрохимический вестник. 2018. № 1. С. 46–51.
 12. *Медведева М.В., Бахмет О.Н., Ананьев В.А., Мошников С.А., Мамай А.В., Мошквина Е.В., Тимофеева В.В.* Изменение биологической активности почв в хвойных насаждениях после пожара в средней тайге Карелии // Лесоведение. 2020. № 6. С. 560–574.
 13. *Московченко Д.В., Арефьев С.П., Московченко М.Д., Юртаев А.А.* Пространственно-временной анализ природных пожаров в лесотундре Западной Сибири // Сибирский экологический журнал. 2020. Т. 27. № 2. С. 243–245.
 14. *Панов В.Д., Лурье П.М., Ларионов Ю.А.* Климат Ростовской области: вчера, сегодня, завтра. Ростов-на-Дону, 2006. 488 с.
 15. *Рафальский С.В., Рафальская Н.Б., Рафальская О.М., Мельникова Т.В., Щетинин Г.П., Мамонов С.Н.* Продуктивность сельскохозяйственных культур при применении биопрепаратов в условиях Приамурья // Вестник Дальневосточного отделения РАН. 2016. № 2(186). С. 57–63.
 16. *Синьков О.А., Почапский А.А.* Влияние лесных пожаров на окружающую среду // Актуальные проблемы геотехники, экологии и защиты населения в чрезвычайных ситуациях. Минск: БНТУ, 2017. С. 101–103.
 17. *Старцев В.В., Дымов А.А., Прокушкин А.С.* Почвы постпирогенных листовничников Средней Сибири: морфология, физико-химические свойства и особенности почвенного органического вещества // Почвоведение. 2017. № 8. С. 912–925.
 18. *Шорец М.А., Орлова Д.А., Балаева-Тихомирова О.М.* Оценка степени антропогенной нагрузки на почвы г. Витебска по основным диагностическим показателям // Веснік Віцебскага дзяржаўнага ўніверсітэта. 2017. № 2(95). С. 62–69.
 19. *Acosta-Martinez V., Tabatabai M.A.* Enzyme activities in a limed agricultural soil // Biology and Fertility of Soils. 2000. V. 31(1). P. 85–91. <https://doi.org/10.1007/s003740050628>
 20. *Brockett B.F.T., Prescott C.E., Grayston S.J.* Soil moisture is the major factor influencing microbial community structure and enzyme activities across seven biogeoclimatic zones in Western Canada // Ibid. 2012. V. 44. P. 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.09.003>
 21. *Burns R.G., DeForest J.L., Marxsen J., Sinsabaugh R.L., Stromberger M.E., Wallenstein M.D., Weintraub M.N., Zoppini A.* Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions // Soil Biology and Biochemistry. 2013. V. 58. P. 216–234. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.009>
 22. *Dadenko E.V., Kazeev K.Sh., Kolesnikov S.I., Val'kov V.F.* Changes in the Enzymatic Activity of Soil Samples upon Their Storage // Eurasian Soil Science. 2009. V. 42. P. 1380–1385. <https://doi.org/10.1134/S1064229309120084>
 23. *Dokas I., Statheropoulos M., Karma S.* Integration of field chemical data in initial risk assessment of forest fire smoke // Science of the Total Environment. 2007. V. 376. P. 72–85. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.064>
 24. *Fang W., Song Z., Tao S., Zhang D., Huang B., Ren L., Cheng H., Yan D., Li Y., Cao A., Wang Q.* Biochar mitigates the negative effect of chloropicrin fumigation on beneficial soil microorganisms // Science of the Total Environment. 2020. V. 738. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139880>
 25. *Klose S., Ajwa Husein A.* Enzyme activities in agricultural soils fumigated with methylbromide alternatives // Soil Biology and Biochemistry. 2004. P. 1625–1635. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.009>
 26. *Kolesnikov S., Timoshenko A., Minnikova T., Tsepina N., Kazeev K., Akimenko Y., Zhadobin A. et al.* Impact of Met-al-Based Nanoparticles on Cambisol Microbial Functionality, Enzyme Activity, and Plant Growth // Plants. 2021. V. 10. P. 2080. <https://doi.org/10.3390/plants10102080>
 27. *Li J., Huang B., Wang Q., Li Y., Fang W., Yan D., Guo M., Cao A.* Effect of fumigation with chloropicrin on soil bacterial communities and genes encoding key enzymes involved in nitrogen cycling // Environmental Pollution. 2017. P. 534–542. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.076>
 28. *Liu Y., Goodrick S., Heilman W.* Wildland fire emissions, carbon, and climate: Wildfire-climate interactions // Forest Ecology and Management. 2014. V. 317. P. 80–96. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.020>
 29. *Nicola L., Turco E.R., Albanese D., Donati C., Thalheimer M., Pindo M., Insam H., Cavalieri D., Pertot I.* Fumigation with dazomet modifies soil microbiota in apple orchards affected by replant disease // Applied Soil Ecology. 2017. V. 113. P. 71–79. <https://doi.org/10.1016/J.APSOIL.2017.02.002>
 30. *Pingree M.R.A., Kobzar L.N.* The myth of the biological threshold: A review of biological responses to soil heating associated with wildland fire // Forest Ecology and Management. 2019. V. 432. P. 1022–1029. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.032>
 31. *Prietzl J.* Arylsulfatase activities in soils of the Black Forest/Germany – seasonal variation and effect of (NH₄)₂SO₄ fertilization // Soil Biology and Biochemistry. 2001. V. 33. P. 1317–1328. https://doi.org/10.1007/978-3-642-14225-3_4

32. *Sinsabaugh R.L.* Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil // *Soil Biology and Biochemistry*. 2010. V. 42. P. 391–404. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.10.014>
33. *Šnajdr J., Valášková V., Merhautová V., Herinková J., Cajthaml T., Baldrian P.* Spatial variability of enzyme activities and microbial biomass in the upper layers of *Quercus petraea* forest soil // *Soil Biology and Biochemistry*. 2008. V. 40. P. 2068–2075. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.01.015>
34. *Thiele-Bruhn S., Schloter M., Wilke B.-M., Beaudette L.A., Martin-Laurent F., Cheviron N., Mougín C., Römcke J.* Identification of new microbial functional standards for soil quality assessment // *Soil*. 2020. V. 6. P. 17–34. <https://doi.org/10.5194/soil-6-17-2020>
35. *Toberman H., Evans C.D., Freeman C., Fenner N., White M., Emmett B.A., Artz R.R.E.* Summer drought effects upon soil and litter extracellular phenol oxidase activity and soluble carbon release in an upland Calluna heathland // *Soil Biology and Biochemistry*. 2008. V. 40. P. 1519–1532. https://doi.org/10.1007/978-3-642-14225-3_3
36. *Trasar-Cepeda C., Leiros M.C., Gil-Sotres F.* Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, NW Spain): specific parameters // *Soil Biology and Biochemistry*. 2000. V. 32. P. 747–755. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(99\)00195-9](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(99)00195-9)
37. *Whitman T., Whitman E., Woollet J., Flannigan M.D., Thompson D.K., Parisien M.A.* Soil bacterial and fungal response to wildfires in the Canadian boreal forest across a burn severity gradient // *Soil Biology and Biochemistry*. 2019. V. 138. P. 1–13. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1433-7>
38. *Zavarzina A.G., Danchenko N.N., Demin V.V., Artemyeva Z.S., Kogut B.M.* Humic Substances: Hypotheses and Reality (a Review) // *Eurasian Soil Science*. 2021. V. 54(12). P. 1826–1854. <https://doi.org/10.1134/S1064229321120164>
39. *Zhang D., Ji X., Meng Z., Qi W., Qiao K.* Effects of fumigation with 1,3-dichloropropene on soil enzyme activities and microbial communities in continuous-cropping soil // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2019. V. 169. P. 730–736. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.071>
40. *Zhu J., Cao A., Wu J., Fang W., Huang B., Yan D., Wang Q., Li Y.* Effects of chloropicrin fumigation combined with biochar on soil bacterial and fungal communities and *Fusarium oxysporum* // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2021. V. 220. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112414>

Inhibition of the Enzymatic Activity of Ordinary Black Soil by Gaseous Products of Combustion of Plant Materials

M. S. Nizhelskiy¹, *, K. Sh. Kazeev¹, V. V. Vilkova¹, and S. I. Kolesnikov¹

¹ Southern Federal University, Rostov-on-Don, 344090 Russia

*e-mail: nizhelskiy@sfedu.ru

Pyrogenic impacts cause radical changes in natural ecosystems and slow down the natural regeneration of areas. One of the major pyrogenic impacts on biota and soils is smoke from fires. The negative impact of smoke from combustion products has been studied on living organisms, but there are few such studies for soil fauna, microbocenosis and biological activity of soils. The aim of the work was to reveal the effect of combustion products of plant origin on the enzymatic activity of common chernozem light clay in laboratory and field experiments. The activity of soil enzymes: catalase, polyphenol oxidase, peroxidase, invertase changed under the influence of smoke. A clear dependence of enzyme activity inhibition intensity on time of smoke exposure (30–120 min) to chernozem was revealed. The depth of penetration of gaseous combustion products into soil depending on exposure time was estimated. The analysis revealed that the maximum inhibition of enzyme activity occurred in the layer 0–1 cm, at a depth of 4–5 cm smoke exposure was minimal. In moist soil, the enzymes are more susceptible to adverse effects due to absorption of combustion products by water. The dynamics of soil enzymatic activity recovery without the use of biopreparations was traced. Oxidoreductase class enzymes (catalase, polyphenoloxidase and peroxidase) were found to be the most sensitive to combustion products. The results indicate a significant effect of smoke on the enzymatic activity of soils.

Keywords: pyrogenic effect, biological activity, fumigation, catalase, peroxidase, polyphenol oxidase, invertase

ПОСТУПЛЕНИЕ ОРГАНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА В ПОЧВУ С ПОСЛЕУБОРОЧНЫМИ ОСТАТКАМИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ КУЛЬТУР

© 2022 г. О. Э. Суховеева*

Институт географии РАН, Старомонетный пер., 29, стр. 4, Москва, 119017 Россия

**e-mail: olgasukhoveeva@gmail.com*

Поступила в редакцию 23.09.2021 г.

После доработки 14.12.2021 г.

Принята к публикации 30.12.2021 г.

Пожнивные и корневые остатки сельскохозяйственных культур – основной источник поступления углерода в пахотные почвы. Цель работы состояла в том, чтобы определить количество и долю в общей фитомассе послеуборочных остатков основных культур и углерода, поступающего с ними в почву. Для этого в 2019–2021 гг. были отобраны пробы озимой и яровой пшеницы, ячменя, овса и сои в пяти хозяйствах Курской, Рязанской, Самарской областей и Республике Чувашии. Рассчитано соотношение таких фракций растений, как корни, стерня, стебли, листья, мякина, зерно. У зерновых и зернобобовых культур на долю послеуборочных остатков (корней и стерни) приходится 1/4–1/5 сухой массы растения, при этом стерня составляет 1/6–1/10 массы, а доля корней не превышает 10%. На долю продуктивной части (зерна и мякины) приходится 1/2–1/3, на долю побочной продукции (стеблей и листьев) – 1/3 у злаков и 1/2 у сои. Количество привносимого в пахотный слой почвы углерода с корневыми остатками убывает в ряду озимая пшеница (569 кг С/га) > яровая пшеница (508 кг С/га) > ячмень (503 кг С/га) > овес (488 кг С/га) > соя (204 кг С/га). Стерня полевых культур является дополнительным источником углерода для почвы, размер которого прямо пропорционален высоте растения: 419 кг С/га у яровой, 405 кг С/га у озимой пшеницы, 281 кг С/га у овса, 232 кг С/га у сои, 135 кг С/га у ячменя. Для озимой пшеницы построены регрессионные уравнения зависимости количества пожнивных и корневых остатков от урожайности зерна.

Ключевые слова: Naplic Chernozem, Luvic Chernozem, Luvic Phaeozem, пожнивно-корневые остатки, почвенный углерод

DOI: 10.31857/S0032180X22060120

ВВЕДЕНИЕ

Пожнивные и корневые остатки сельскохозяйственных культур – основной источник поступления углерода в пахотные почвы. Согласно современным расчетам, с основной и побочной продукцией отчуждается в 2.0–2.2 раза больше фитомассы, чем остается в агроэкосистемах [12]. Более того, во многих странах до сих пор сохранилась практика сжигания стерни [22]. Существует множество альтернативных вариантов ее применения: скормливание скоту, компостирование, мульчирование, использование в строительстве крыш, производстве напитков, бумаги и кирпичей, в качестве биотоплива и упаковочного материала [21, 32], а также использование для выпаса, что способствует увеличению пула почвенного углерода [33].

В России давно признано, что сохранение послеуборочных растительных остатков – важнейшая часть ресурсосберегающих технологий обра-

ботки почвы [15]. В современной земледелии на их долю приходится 60–65% от всех источников органического вещества для почвы, а также возвращаются отчужденные растениями питательные элементы [17]. Использование стерни, особенно ее заделывание по сравнению с оставлением на поверхности способствует накоплению органического вещества в пахотных почвах [24], поддерживает их азотный статус [3], повышает долю стабильной фракции углерода и увеличивает микробную биомассу на 30% [27]. Рассчитано, что поступление в почву 7.7 т/га послеуборочных остатков яровой пшеницы эквивалентно внесению 3.9 т/га навоза, что на 71.5% уменьшает дефицитный баланс гумуса выщелоченных, обыкновенных и оподзоленных черноземов [2].

При внесении растительных остатков существенно возрастают запасы минерализуемых элементов (не только углерода, но и азота) в почве и, соответственно, интенсивность их минерализации микробной биомассой [16]. Многие исследо-

ватели сходятся во мнении, что наиболее интенсивно растительные остатки разлагаются сразу после заделки в почву — с сентября по март; корневые остатки расщепляются медленнее пожнивных [7, 12]. Остатки зерновых культур по сравнению с бобовыми и корнеплодами больше по массе, но разлагаются гораздо медленнее [4, 19].

Накопление углерода в почве — один из путей смягчения климатических изменений. В связи с этим наибольший интерес представляют однолетние культуры, поскольку их цикл развития проходит быстрее [26], особенно растения с глубокой корневой системой [28], так как около 40% продуктов фотосинтеза выводится через нее в ризосферу [29]. Надо понимать, что внесение растительных остатков одновременно приводит к усилению эмиссии углерода [11]. Но несмотря на это, в результате дыхания почвы теряется лишь малая часть углерода растительных остатков (12.5–14.7%), остальное переходит преимущественно в почвенное органическое вещество (3.2–82.0%), а также в микробную биомассу (4.0–6.0%) [9].

В 1977 г. Ф. И. Левиным была представлена методика определения массы растительных остатков по урожаю основной продукции [8]. Она и сейчас широко применяется для расчета послеуборочных остатков в различных работах, касающихся сельского хозяйства, углеродного цикла, почвенного органического вещества и эмиссии парниковых газов [14]. Но с тех пор не только изменились технологии возделывания культур, но и были выведены новые сорта, применяются усовершенствованные средства химизации и механизации. Можно утверждать, что за прошедшие 45 лет возникла необходимость корректировки исходных уравнений. Такие попытки уже предпринимались [12, 20], но были ограничены масштабом одного полевого опыта. В связи с этим становится актуальным провести подобную работу в широком географическом масштабе, охватив различные территории и выбрав в качестве объектов исследования хозяйства, расположенные в разных регионах.

Цель работы — определить количество и долю в общей фитомассе пожнивно-корневых остатков основных сельскохозяйственных культур и углерода, поступающего с ними в почву.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В качестве объектов исследования выбрали пять важнейших для европейской территории страны культур: озимую пшеницу, яровую пшеницу, ячмень, овес, сою. Отбор проб производили в 2019–2021 гг. в пяти хозяйствах, расположенных в Центральном и Поволжском федеральном округах. Подробное описание точек отбора проб, агрохими-

ческих и климатических условий представлено в табл. 1.

Годы отбора совпадают с самым теплым периодом за всю историю наблюдений, когда на фоне общего роста температуры теплообеспеченность культур возрастает, а влагообеспеченность — снижается. Во всех регионах, для которых доступны метеоданные, температура воздуха в вегетационный сезон была выше климатической нормы, а количество осадков — равно или ниже, несмотря на ливневые явления.

Почвенные условия во всех хозяйствах относительно схожи по своим характеристикам. Четыре точки находились на черноземах (в Курской и Самарской областях — типичных, в Рязанской — выщелоченных), очень близких по агрохимическим свойствам, и одна в Чувашии на серых лесных почвах. Важно учитывать, что во всех хозяйствах культуры выращивали в разные годы на разных полях, в пределах хозяйств почвенный покров отличается сильной вариабельностью.

Севообороты во всех хозяйствах схожи: озимая пшеница идет после пара, соя — после зерновых. Технологии возделывания культур в большинстве хозяйств (Курская биостанция, КФХ Е.А. Гусева и Чувашский конезавод) соответствуют классической, включая осеннюю вспашку, внесение удобрений, культивацию и подкормки, тогда как в “Орловке”-Агро-Инновационном Центре применяется технология по *till* и вносятся лишь микроудобрения.

В поле в 10 точках по диагонали через каждые 10 м из пахотного слоя почвы отбирали растения с корнем, общее число которых (в зависимости от культуры и густоты посева) составляло 30–70 шт. Отбор проводили в фазу восковой-полной спелости (для сои — дополнительно в фазу цветения). Число проб (объем выборки), отобранных за 3 года, составило: для озимой пшеницы — 8, для яровой пшеницы и сои — 5, для ячменя — 4 и для овса — 3.

Одновременно в полевых условиях (в каждой из 10 точек) измеряли ширину междурядий и количество растений в рядке на 1 м. В дальнейшем эти значения использовали для расчета густоты стояния — числа растений на гектар. В лаборатории измеряли высоту каждого растения, общую (общее число побегов) и продуктивную (число продуктивных побегов) кустистость для последующего расчета биологической урожайности. Каждое отобранное растение разделяли на 6 фракций: корни, стерня, стебли, листья (у сои дополнительно выделяли черешки), мякина (у сои — створки бобов), зерно.

Важной особенностью анализа было то, что пожнивно-корневые остатки оценивали до уборки. Высоту стерни подобрали эмпирически, исходя из информации в литературе и измерений на убранных полях. Для высокорослых растений, средняя длина стеблей которых превышала 70 см, уровень

Таблица 1. Характеристика точек отбора проб растений

Хозяйство	Регион	Годы отбора	Культура	Характеристика почвы		Технология возделывания			Потолные условия вегетационных сезонов*
				тип и гранулометрический состав	агрохимические свойства	удобрения (в физической массе)	предшественники	управление остатками	
Курская био-сферная станция, Институт географии РАН	Курская обл., Медвенский р-н	2019–2021	Озимая пшеница, ячмень, соя	Чернозем типичный, Haplic Chernozem (Loamic), тяжелосуглинистый	Гумус 7.5–9.6%, рН 6.5–7.0	Центральный федеральный округ			2019: T_{IV-IX} [9.7, 16.8, 21.7, 18.7, 19.2, 14.3] P_{IV-IX} [12.7, 73.2, 30.9, 49.2, 27.4, 37.8, 57.4] 2020: T_{IV-IX} [7.04, 11.74, 20.9, 20.7, 19.3, 16.8] P_{IV-IX} [26.8, 96.7, 73.0, 104.1, 10.7, 10.6] 2021: T_{IV-IX} [7.4, 14.7, 20.2, 23.1, 21.9, 11.3] P_{IV-IX} [64.5, 91.6, 64.5, 65.3, 39.9, 76.7]
						Соя и ячмень перед посевом аммиачная селитра 100 кг/га, озимая пшеница осенью диаммофоска 200 кг/га, первая подкормка аммиачная селитра 150 кг/га и вторая подкормка сульфат аммония 100 кг/га	1 поле: кукуруза–соя–соя, 2 поле: соя–подсолнечник–ячмень–кукуруза, 3 поле: пар–озимая пшеница–подсолнечник–ячмень	Стерня запахивается	
						Нет доступных данных			
Льговский сахарный комбинат	Курская обл., Льговский р-н	2020–2021	Озимая пшеница, овес	Чернозем выщелоченный, Luvis Chernozem (Loamic), тяжелосуглинистый	Гумус 3.8–7.0%, рН 5.8–6.5	Поволжский федеральный округ			2020: T_{IV-IX} [4.7, 12.1, 18.3, 19.5, 16.9, 14.3] P_{IV-IX} [34.7, 65.4, 125.9, 79.8, 46.9, 39.1] 2021: нет доступных данных
						Зерновые осенью диаммофоска 200 кг/га, первая подкормка КАС 30 кг/га, вторая подкормка КАС 20 кг/га	Севооборот: пар–озимая пшеница–соя–кукуруза–яровая пшеница, ячмень–рапс–подсолнечник	Стерня запахивается	
Крестьянско-фермерское хозяйство Е.А. Гусева	Рязанская обл., Сапожковский р-н	2020–2021	Озимая пшеница, яровая пшеница, соя	Чернозем выщелоченный, Luvis Chernozem (Loamic), тяжелосуглинистый	Гумус 4.7–7.3%, рН 5.8–6.6	Поволжский федеральный округ			2019: T_{IV-IX} [77.3, 17.7, 20.1, 20.0, 17.4, 11.5] P_{IV-IX} [35.1, 25.9, 1.0, 0.5, 0.0, 2.0]
						Соя не удобряют, яровая и озимая пшеница 50 кг/га N при посеве	Кукуруза–соя–яровая пшеница, горох или горчица–озимая пшеница	No till, обработка ботва пожнивных остатков микробными препаратами	
“Орловка”-Агро-Инновационный Центр	Самарская обл., Похвистневский р-н	2019	Озимая пшеница, яровая пшеница, соя	Чернозем типичный, Haplic Chernozem (Loamic), тяжелосуглинистый	Гумус 1.4–3.1%, рН 5.2–6.1	Поволжский федеральный округ			Нет доступных данных
Племенной конезавод им. В.И. Чапаева	Республика Чувашия, Ядринский р-н	2020–2021	Яровая пшеница, ячмень, овес	Серая лесная, Luvis Phaeozem (Siltic), супесчаная	Гумус 150 кг/га осенью, аммиачная селитра 100 кг/га весной	Все культуры диаммофоска 150 кг/га осенью, аммиачная селитра 100 кг/га весной	Озимая пшеница–ячмень, овес–горох–яровая пшеница	Солома возращается на поля и запахивается	

* T_{IV-IX} – среднемесячные температуры воздуха за апрель–сентябрь, °С; P_{IV-IX} – среднемесячное количество осадков за апрель – сентябрь, мм.

Таблица 2. Поступление углерода в почву с растительными остатками

Культура	Биологическая урожайность, т/га		С, % (по [13])	Корни		Стерня	
	средняя*	диапазон		средняя*	диапазон	средняя*	диапазон
Озимая пшеница	4.83 ± 2.26	2.52–7.81	48.53	1173 ± 763**	257–2200	835 ± 301	424–1314
				569 ± 370	125–1068	405 ± 146	206–638
Яровая пшеница	4.09 ± 2.01	1.70–6.19	48.53	1047 ± 628	324–2149	863 ± 828	323–1613
				508 ± 305	157–1043	419 ± 402	157–783
Ячмень	3.62 ± 1.10	2.25–4.54	45.67	1102 ± 337	182–402	296 ± 90	796–1523
				503 ± 154	83–184	135 ± 41	364–696
Овес	2.22 ± 2.00	0.82–3.65	45.00	1084 ± 187	540–708	624 ± 119	952–1217
				488 ± 84	243–319	281 ± 54	428–548
Соя	3.49 ± 2.32	0.81–4.85	45.00	452 ± 142	198–874	516 ± 268	248–646
				204 ± 64	89–393	232 ± 121	112–291

* Даны средние и стандартные отклонения.

** Над чертой – сухая фитомасса, кг/га, под чертой – поступление углерода, кг С/га.

стерни выбрали равным 15 см; для низкорослых злаков – 14 см; для сои и ячменя – 8 см.

Каждый образец высушивали в течение 8 ч при температуре 105°C и взвешивали. Затем для каждого конкретного региона и года рассчитывали биологическую урожайность, массу корней и стерни, оставляемых после уборки, в пересчете на гектар, а также пропорции между фракциями фитомассы. Эти величины служили для расчета средних показателей по каждой культуре (средних по выборке), которые фактически были конечными искомыми величинами. Кроме того, оценивали количество углерода, приносимого в почву с послеуборочными остатками. Содержание углерода в фитомассе культур определяли по методике, утвержденной Распоряжением Минприроды России... [13].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Озимая пшеница – важнейшая продовольственная культура. По количеству растительных остатков она стоит на втором месте после многолетних трав в Центрально-Нечерноземной зоне и на третьем месте после трав и кукурузы в Черноземной зоне [12]. По нашим расчетам, средняя масса корней этой культуры была равна 1.17 т/га (табл. 2), что соответствует данным других исследователей, которые находятся в диапазоне 0.5–4.0 т/га (табл. 3). Масса стерни составила 0.84 т/га, что несколько меньше данных тех же литературных источников – 1.2–2.1 т/га.

Среди злаковых культур фитомасса озимой пшеницы содержит наибольшее количество углерода: 2.2 ± 0.35 т С/(га год), при этом 3/4 этого количества находится в надземной части, а 1/4 – в

корнях [30]. По нашим оценкам, озимая пшеница в среднем привносит в почву с растительными остатками почти тонну углерода: 974 кг С/га, из них 569 кг С/га приходится на корни. Если бы стерня не убиралась с поля, то это способствовало бы восполнению почвенного пула углерода еще на 405 кг С/га. Такое большое количество послеуборочных остатков по сравнению с другими культурами объясняется длительным периодом вегетации, охватывающем почти целый год.

Побочная продукция – стебли и листья – занимает 1/3 массы растения (33.7%) (рис. 1). Масса генеративной части озимой пшеницы составляет немногим меньше половины массы растения – 47.8%, при этом 58.7–80.3% от массы колоса составляет зерно, остальное – мякина. Это соответствует средней биологической урожайности этой культуры на уровне 4.83 ± 2.26 т/га.

Поскольку для озимой пшеницы получено наибольшее число данных, это позволило построить регрессионные уравнения (рис. 2) связи оставляемых этой культурой корневых (M_k) и пожнивных (M_c) остатков с урожайностью (U):

$$M_k = 0.118U + 0.602$$

$$(R^2 = 0.122, N = 8, F_{\text{факт}} = 0.837 > F_{\text{табл}} = 0.396,$$

$$t_{\text{факт}} (\text{угловой коэффициент}) = 0.915 > t_{\text{табл}} = 0.396,$$

$$t_{\text{факт}} (\text{свободный член}) = 0.884 > t_{\text{табл}} = 0.411),$$

$$M_c = 0.083U + 0.435$$

$$(R^2 = 0.384, N = 8, F_{\text{факт}} = 3.747 > F_{\text{табл}} = 0.101,$$

Таблица 3. Количественная оценка послеуборочных остатков зерновых культур по данным литературы

Культура	Урожайность, т/га	Масса, т/га		Соотношение частей	Регион	Источник
		корней	стерни			
Озимая пшеница	2.9–4.6 без удобрений	2.0–2.3	1.4–1.8	Корни : стерня = 1.4–1.7	Ростовская область	[12]
	3.3–5.1 с удобрениями	2.3–2.9	1.5–2.1			
	–	1.98	1.23	Пожнивно-корневые остатки = 23.9%	Беларусь	[17]
	–	0.55–1.78	–	Подземная : надземная часть = 0.07–0.22	Швейцария	[23]
	3.15–3.75	2.7–4.0	–		Ивановская область	[10]
Яровая пшеница	–	3.97–4.16	–		Курская область	[4]
	–	–	–	Остатки : зерно = 1.70	Мир	[25]
	–	–	–	Остатки : зерно = 1.49	Мир	[21]
	–	2.75	1.08		Красноярский край	[1]
	–	2.00	0.71	Пожнивно-корневые остатки = 28.2%	Беларусь	[17]
Ячмень	–	2.1–4.1	–		Ивановская область	[10]
	2.0–2.5	7.70 (6.94–8.29)	–		Красноярский край	[2]
	3.0–3.5	2.48–2.89	–		Марий Эл	[6]
	4.0–4.5	5.0–5.6	–		Оренбургская область	[18]
	–	–	–	Остатки : зерно = 1.33–1.22	Беларусь	[20]
Овес	2.8–3.2	–	–	Остатки : зерно = 1.11–1.01		
	–	–	–	Остатки : зерно = 0.96–0.90		
	–	1.5–1.7	0.8–0.9	Корни : стерня = 1.9	Ростовская область	[12]
	–	2.40	0.99		Красноярский край	[1]
	–	1.78	1.07	Пожнивно-корневые остатки = 31.2%	Беларусь	[17]
Овес	–	3.0–4.2	–		Ивановская область	[10]
	3.19–3.72	1.02–1.54	–		Марий Эл	[6]
	2.0–3.0	3.92–4.14	–		Курская область	[4]
	4.0–5.0	2.7–3.1	–	Остатки : зерно = 1.30–1.02	Беларусь	[20]
	–	3.5–3.9	–	Остатки : зерно = 0.87–0.78		
Овес	–	2.80	1.05		Красноярский край	[1]
	–	1.63	0.91	Пожнивно-корневые остатки = 28.4%	Беларусь	[17]
	–	2.09–2.30	–		Марий Эл	[6]
	2.0–2.5	–	–	Остатки : зерно = 1.33–1.22	Беларусь	[20]
	3.0–3.5	–	–	Остатки : зерно = 1.11–1.01		
4.0–4.5	–	–	Остатки : зерно = 0.96–0.90			

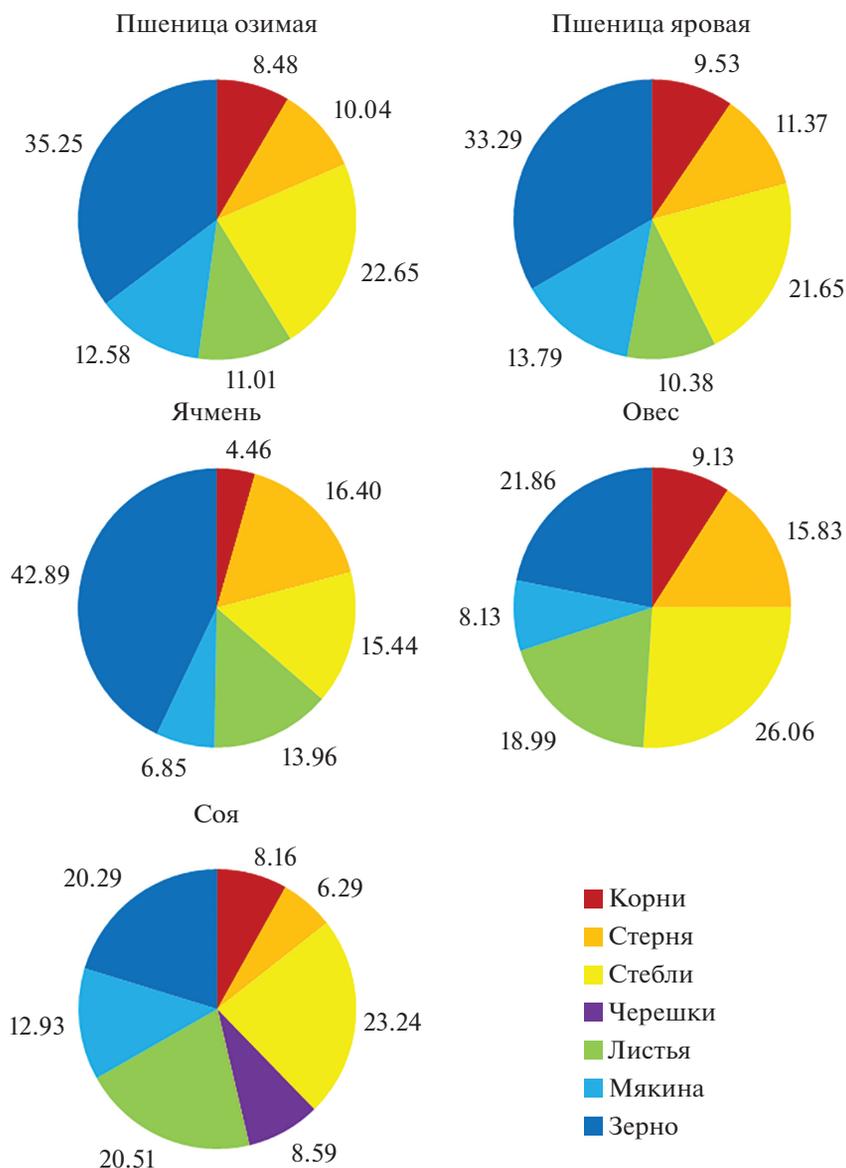


Рис. 1. Соотношение фракций в общей фитомассе культур.

$$t_{\text{факт}} (\text{угловой коэффициент}) = 1.936 > t_{\text{табл}} = 0.101,$$

$$t_{\text{факт}} (\text{свободный член}) = 1.927 > t_{\text{табл}} = 0.102),$$

где M_k – масса корней, т/га; M_c – масса стерни, т/га; Y – урожайность, т/га.

Даже при таком небольшом количестве данных значимость полученных коэффициентов по критериям Фишера (F) и Стьюдента (t) доказана. В дальнейшем исследования будут продолжены, что позволит расширить объем выборки.

Важно отметить, что подобные уравнения не несут объяснительную функцию, поскольку не выявляют условия окружающей среды, от которых в наибольшей степени зависит развитие веге-

тативной части растений. Они выполняют прогностическую функцию, так как позволяют опосредованно оценить количество послеуборочных остатков, используя в качестве предиктора зачатую единственную известный производственный показатель – урожайность.

В исходной методике Левина [8] уравнения имели следующий вид:

$$M_k = 0.09Y + 0.58 \text{ и } M_c = 0.04Y + 0.26$$

(при урожайности 1.0–2.5 т/га),

$$M_k = 0.07Y + 1.02 \text{ и } M_c = 0.01Y + 0.89$$

(при урожайности 2.6–4.0 т/га).

(Коэффициенты R^2 , F , t в работе не были приведены.)

Можно заметить, что в наших расчетах коэффициенты регрессии при независимой переменной значительно больше на фоне возросшей продуктивности. Это говорит о том, что в настоящее время при повышении урожайности количество пожнивных и корневых остатков будет увеличиваться гораздо интенсивнее, чем это предполагалось в предыдущих работах.

Яровые зерновые культуры. В качестве примеров яровых зерновых культур рассматриваются пшеница, ячмень и овес. Основная масса растений приходится на продуктивную часть. У колосовых культур, пшеницы и ячменя, она составляет практически половину: 47.1 и 49.7% соответственно. У овса, для которого характерно соцветие-метелка, она весит не более трети растения – 30.0%. При этом на долю зерна в зависимости от его состояния, сорта культуры, фазы спелости приходится 55.7–79.9% массы колоса у пшеницы, 84.5–89.7% – у ячменя и 66.6–79.2% – у овса. Это соответствует расчетной урожайности пшеницы на уровне 4.09 ± 2.01 т/га, ячменя 3.62 ± 1.10 т/га и овса 2.23 ± 2.00 т/га. Важно отметить, что у яровых зерновых культур наблюдается обратная пропорциональность между высотой растений и долей зерна в общей фитомассе ($r_p = -0.69, p < 0.001$).

Стебли-соломины составляют 1/4–1/5 массы растения: от 15.4% у ячменя до 26.1% у овса. На долю листьев приходит около 1/8 массы растения: от 10.4% у пшеницы до 19.0% у овса. Эта часть растений чаще всего интерпретируется как побочная продукция.

В общей биомассе культур доля корней мала и колеблется в пределах от 4.5% у ячменя до 9.1% у овса и 9.5% у пшеницы, что в натуральных единицах соответствует 1047 кг/га у пшеницы, 1084 кг/га у овса и 1102 кг/га у ячменя. Количество углерода корней убывает в ряду: яровая пшеница (508 кг С/га) > ячмень (503 кг С/га) > овес (488 кг С/га).

Стерня, как и корни, является одной из самых небольших частей растения: от 11.4% у пшеницы до 15.8% у овса и 16.4% у ячменя, что соответствует для этих культур 863, 624 и 296 кг/га. Как описано выше, высота среза зависела от высоты культур, то есть высота стерни была прямо пропорциональна высоте самих растений. На основании этого очевидно, что такие высокорослые культуры, как пшеница (419 кг С/га) и овес (281 кг С/га), возвращают в почву больше углерода со стерней по сравнению с ячменем (135 кг С/га).

Суммарная масса пожнивно-корневых остатков яровых культур, полученная в настоящем исследовании, была меньше, чем в результатах, полученных другими авторами. Вероятно, это связано с различиями по высоте оставляемой стерни и глубине отбора корней.

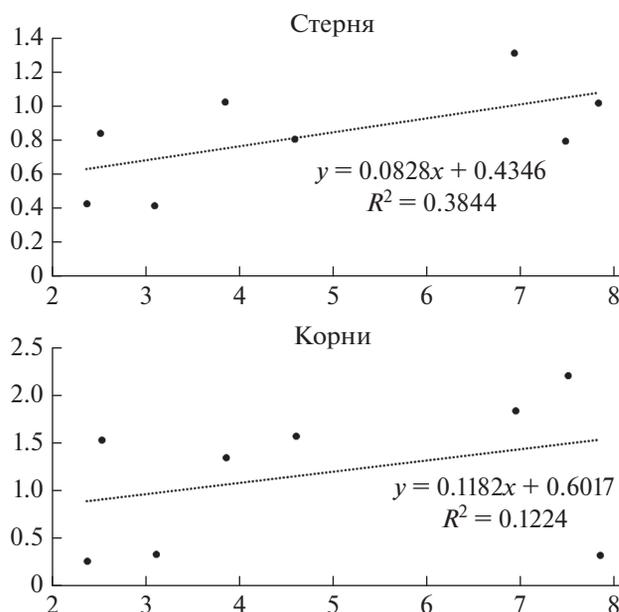


Рис. 2. Связь количества пожнивных и корневых остатков озимой пшеницы с ее урожайностью, т/га.

При этом важно отметить, что в Распоряжении Минприроды... [13] принято унифицированное содержание углерода в фитомассе. Например, 45.67% в ячмене и 45.00% в овсе. Но его реальные концентрации в разных частях растений могут отличаться. Так, в овсяно-ячменной смеси углерода в корнях было 48.0%, в стерне – 46.9%, в надземной части – 46.8% [5].

Соя оставляет на полях 516 кг/га в виде стерни и 452 кг/га в виде корней, благодаря этому в почву привносится 232 кг С/га за счет надземной и 204 кг С/га за счет подземной частей растения. В других исследованиях масса оставляемой стерни меньше (0.44 т/га), а корней – больше (1.18 т/га) [1]. Но важно учитывать, что у бобовых стержневая корневая система, поэтому соя оставляет много корней в нижележащих горизонтах. Так, в слое 0–210 см биомасса корней этой культуры достигала 0.86–1.93 т/га, при этом соотношение между корнями и надземной частью равно 0.09–0.26 [31]. В настоящем исследовании это соотношение было на нижней границе интервала (0.09), поскольку оценивали только долю корней в пределах пахотного горизонта, которая составляет 8.2% от массы целого растения.

В целом зернобобовые культуры накапливают небольшое количество послеуборочных остатков: если принять остатки многолетних трав за 100%, то зернобобовые оставят после себя лишь 28 (в Нечерноземье) – 35% (в Черноземье) остатков, что в 1.4–1.8 раз меньше, чем у озимых зерновых [12].

Соя сложна для анализа в связи с особенностями биологии развития. Так, в летний период она

обладает значительной массой листьев, но по мере созревания бобов листья опадают, и к моменту уборки невозможно определить их количество для каждого растения. В связи с этим для сои отбор проб проводят в два периода: в фазу начала цветения, когда листья достигают полного развития, но бобов еще нет, и в фазу спелости, когда листья опали, а зерно полностью сформировалось.

На долю листьев приходится 1/5 массы растения (20.5%), по этому показателю соя превосходит злаки. Отдельной фракцией у этой культуры выделяются черешки, доля которых также значительна и составляет 8.6% от массы растения. Опадая, листья дополняют пул почвенного углерода. По нашим данным, масса листовых пластин составляет 0.91–2.45 т/га, черешков – 0.34–1.33 т/га, что при среднем содержании углерода 45% дает прибавку почвенного пула этого элемента на уровне 0.56–1.70 т С/га.

Примерно такая же доля у этой бобовой культуры приходится на зерно (20.3%), а вся генеративная часть с учетом створок бобов составляет треть массы растения (33.2%), то есть гораздо меньше, чем у зерновых. Таким образом, при средней расчетной урожайности сои, равной 3.49 ± 2.32 т/га, соотношение зерна и послеуборочных остатков составляет 3.6.

Дискуссионные моменты. Следует обговорить некоторые несовершенства используемых методов. Наиболее существенным среди них является неизбежные потери части корневой системы при ее извлечении из почвы. В связи с невозможностью отбора почвенных монолитов с полей в действующих хозяйствах, считаем допустимым индивидуальный отбор проб корней с глубины не более пахотного горизонта (не затрагивая нижележащие слои), основываясь на распределении их массы по глубине и по слоям почвы. Для злаков данный подход уместен, поскольку их корневая система мочковатая и расположена преимущественно в верхнем слое почвы. Так, у озимой пшеницы в пахотном горизонте сосредоточено 55–78% корней [23]. По данным других авторов, у озимых в слое 0–20 см сосредоточено 30–50% корней, а в слое 0–50 см – 73–78% корней. У яровой пшеницы в пахотном слое расположено 36–41% корней, а в полуметровом – 58–69%. У ячменя эти доли составляют 33–39 и 60–62% соответственно [10].

Вторым дискуссионным вопросом остается высота стерни, поскольку уровень среза стеблей при уборке зависит от особенностей жатки и рельефа поля. В большинстве работ такой вопрос не возникает, поскольку остатки отбираются после уборки. Наш подход отличается тем, что остатки определяются, когда культуры еще находятся на полях. Такой способ позволяет решить проблему, состоящую в том, что после уборки и последую-

щей вспашки трудно отделить остатки данной культуры от неразложившейся массы предыдущей культуры и сорняков. В работе белорусских исследователей [20] высота среза была аналогична выбранной нами и определялась биологией культуры: для озимых 18 см, для яровых 15 см от поверхности почвы. В нашем исследовании высота среза зависела от высоты культуры, и для высокорослых растений уровень стерни был выбран равным 15 см, для низкорослых – 8 см.

Биологическая урожайность, рассчитываемая по данным анализа массы зерна в колосе, получается равна или выше реальной, поскольку в лабораторных условиях исключены потери при уборке и обмолоте. Например, для озимой пшеницы средняя расчетная урожайность, полученная в настоящем исследовании, составляла 4.83 ± 2.26 т/га. Эта цифра несколько больше, чем средняя по данным Росстата за 2019–2020 гг. по Центральному (3.90–4.87 т/га) и Приволжскому (1.93–3.46 т/га) федеральным округам, в которых расположены хозяйства. Аналогичная ситуация наблюдается для яровых культур: пшеницы 4.09 ± 2.01 т/га (по сравнению с 3.65–4.20 т/га в Центральном и 1.68–1.89 т/га в Приволжском федеральных округах) и ячменя 3.62 ± 1.10 т/га (по сравнению с 3.26–3.79 т/га в Центральном и 1.98–2.21 т/га в Приволжском федеральных округах). Важно отметить, что полученные показатели сопоставимы с данными полевых опытов. Например, в Ростовской области урожайность озимой пшеницы 3.3–5.1 т/га и ячменя – 2.8–3.2 т/га [12], в Курской для первой культуры – 3.1–3.7 т/га и для второй – 3.2–3.7 т/га [4].

Несомненным преимуществом работы является проведение исследования непосредственно в действующих хозяйствах, тогда как большинство подобных оценок пожнивно-корневых остатков проводится в длительных опытах [4, 6, 20]. Охват большого количества регионов и почвенно-климатических условий позволяет решить проблему пространственной вариабельности и индивидуальных особенностей возделываемых в каждой точке сортов и различий между ними по урожайности, высоте стебля, кустистости и другим признакам.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

У зерновых и зернобобовых культур на долю послеуборочных остатков приходится 1/4–1/5 сухой массы растения, при этом стерня составляет 1/6–1/10 массы, а доля корней не превышает 10%. На долю продуктивной части приходится 1/2–1/3, побочной продукции – 1/3 у злаков и 1/2 у сои. Количество углерода, привносимого в пахотный слой почвы с корневыми остатками, варьирует в диапазоне 204–569 кг С/га и убывает в ряду: озимая пшеница > яровая пшеница > ячмень > овес > соя.

Стерня полевых культур является дополнительным источником углерода для почвы в размере 135–419 кг С/га. Запас углерода убывает в ряду яровая пшеница > озимая пшеница > овес > соя > ячмень, прямо пропорционально высоте растений. В перспективе работа будет направлена на расширение набора рассматриваемых культур и усовершенствование расчетной методики определения количества пожнивно-корневых остатков по урожайности.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена за счет средств грантов РФ № 20-76-00023 (полевые работы в Курской, Рязанской областях, Республике Чувашия) и № 18-17-00178 (полевые работы в Самарской области), а также темы государственного задания Института географии РАН № FMGE-2019-0007 (лабораторные анализы).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Автор заявляет, что у него нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Волошин Е.И., Ивченко В.К.* Баланс растительных остатков сельскохозяйственных культур в учхозе “Миндерлинское” // Вестник КрасГАУ. 2020. № 4(157). С. 59–65.
2. *Волошин Е.И., Ивченко В.К., Количенко А.А.* Особенности накопления растительных остатков яровой пшеницы на государственных сортоучастках Красноярского края // Вестник КрасГАУ. 2021. № 6(171). С. 47–57.
3. *Гамзиков Г.П., Сулейменов С.З.* Азотминерализующая способность серой лесной почвы Новосибирского Приобья при компостировании и паровании растительных остатков // Почвоведение. 2021. № 5. С. 582–591.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X21050087>
4. *Дудкина Т.А.* Поступление в почву органического вещества в севооборотах с разным соотношением групп культур // Вестник Курской государственной сельскохозяйственной академии. 2019. № 8. С. 38–41.
5. *Жукова И.В., Жуков З.С.* Аккумуляция биогенных элементов в растительных остатках на агрочерноземах Красноярской лесостепи // Вестник КрасГАУ. 2016. № 11(122). С. 78–85.
6. *Замятин С.А., Ефимова А.Ю., Максуткин С.А.* Накопление пожнивно-корневых остатков в зависимости от вида полевого севооборота // АПК: инновационные технологии. 2019. № 3. С. 25–33.
7. *Лазарев А.П., Майсимова Д.Р.* Скорость разложения послеуборочных остатков полевых культур в черноземах за осенне-весенний и годовой периоды // Почвоведение. 2006. № 6. С. 751–757.
8. *Левин Ф.И.* Количество растительных остатков в посевах полевых культур и его определение по урожаю основной продукции // Агрохимия. 1977. № 8. С. 36–42.
9. *Мамаева Г.Г.* Сравнительная оценка количества углерода, поступившего в почву из корневых или послеуборочных остатков при нулевой и традиционной обработках почвы (США) // Экологическая безопасность в АПК. Реферативный журн. 2005. № 2. С. 390.
10. *Мельцаев И.Г., Зинченко С.И., Эседулаев С.Т., Лоцинина А.Э.* Севооборот и система обработки – основы повышения плодородия почв и урожайности в Верхневолжье. Иваново: Верхневолжский ФАНЦ, 2019. 392 с.
11. *Наздрачёв Я.П., Филонов В.И., Мамыкин Е.В.* Особенности минерализации в почве послеуборочных остатков пшеницы и рапса // Сибирский вестник сельскохозяйственной науки. 2018. Т. 48. № 2. С. 101–107.
12. *Новиков А.А., Кисаров О.П.* Обоснование роли корневых и пожнивных остатков в агроценозах // Политематический сетевой электронный научный журн. КубГАУ. 2012. № 78. С. 643–652.
13. Распоряжение Минприроды России от 30.06.2017 № 20-р “Об утверждении методических указаний по количественному определению объема поглощения парниковых газов”.
14. *Романовская А.А., Гитарский М.Л., Карабань Р.Т., Назаров И.М.* Оценка эмиссии N₂O от неутилизируемой в аграрном секторе страны мортмассы сельскохозяйственных растений. // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. СПб.: Гидрометеоиздат, 2002. Т. 18. С. 276–286.
15. *Русакова И.В.* Ресурсосберегающие технологии использования растительных остатков // Агрохимический вестник. 2012. № 3. С. 40–42.
16. *Семенов В.М., Иванникова Л.А., Кузнецова Т.В., Тулина А.С., Кудеяров В.Н.* Разложение и минерализация фитомассы в серой лесной почве: кинетический анализ // Почвоведение. 2001. № 5. С. 569–577.
17. *Скируха А.Ч., Грибанов Л.Н., Усень А.А.* Корневые и пожнивные остатки полевых культур в севообороте как резерв повышения содержания основных элементов минерального питания в почве // Земледелие и селекция в Беларуси. 2017. № 53. С. 13–19.
18. *Халин А.В., Бакиров Ф.Г., Нестеренко Ю.М., Поляков Д.Г.* Оценка влияния культур и звеньев севооборотов на количество органического вещества, поступающего в почву с растительными остатками, на черноземах южных Оренбургской области // Бюл. Оренбургского НЦ УРО РАН. 2016. № 1. С. 17.
19. *Хрюкин Н.Н., Дедов А.В., Несмеянова М.А.* Динамика разложения растительных остатков в черноземе типичном // Агрохимический вестник. 2018. № 1. С. 2–4.
20. *Цыбулька Н.Н.* Количество послеуборочных растительных остатков сельскохозяйственных культур в зависимости от уровней урожайности // Весці Нацыянальнай Акадэміі Навук Беларусі. Серыя Аграрных Навук. 2007. № 1. С. 49–55.
21. *Abdurrahman M.I., Chaki S., Saini G.* Stubble burning: Effects on health & environment, regulations and man-

- agement practices // *Environ. Adv.* 2020. V. 2. Art. 100011. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2020.100011>
22. Chan K.Y., Heenan D.P. The effects of stubble burning and tillage on soil carbon sequestration and crop productivity in southeastern Australia // *Soil Use and Management*. 2005. V. 21. № 4. P. 427–431. <https://doi.org/10.1079/SUM2005357>
 23. Hirte J., Walder F., Hess J., Büchi L., Colombi T., van der Heijden M.G., Mayer J. Enhanced root carbon allocation through organic farming is restricted to topsoils // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 755. № 2. Art. 143551. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143551>
 24. Huang G.B., Luo Z.Z., Li L.L., Zhang R.Z., Li G.D., Cai L.Q., Xie J.H. Effects of stubble management on soil fertility and crop yield of rainfed area in Western Loess Plateau, China // *Appl. Environ. Soil Sci.* 2012. V. 2012. Art. 256312. <https://doi.org/10.1155/2012/256312>
 25. Jain N., Bhatia A., Pathak H. Emission of Air Pollutants from Crop Residue Burning in India // *Aerosol and Air Quality Res.* 2014. V. 14. P. 422–430. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2013.01.0031>
 26. Jansson C., Faiola C., Wingler A., Zhu X.-G., Kravchenko A., de Graaff M.-A., Ogden A.J., Handakumbura P.P., Werner C., Beckles D.M. Crops for Carbon Farming // *Frontiers in Plant Science*. 2021. V. 12. Art. 636709. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.636709>
 27. Jha P., Hati K.M., Dalal R.C., Dang Y.P., Kopittke P.M., Menzies N.W. Soil carbon and nitrogen dynamics in a Vertisol following 50 years of no-tillage, crop stubble retention and nitrogen fertilization // *Geoderma*. 2020. V. 358. Art. 113996. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113996>
 28. Kell D.B. Breeding crop plants with deep roots: their role in sustainable carbon, nutrient and water sequestration // *Annals of Botany*. 2011. V. 108. № 3. P. 407–418. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr175>
 29. Kumar R., Pandey S., Pandey A. Plant roots and carbon sequestration // *Current Science*. 2006. V. 91. № 7. P. 885–890.
 30. Mathew I., Shimelis H., Mutema M., Chaplot V. What crop type for atmospheric carbon sequestration: Results from a global data analysis // *Agriculture, Ecosystems Environment*. 2017. V. 243. P. 34–46. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.008>
 31. Ordóñez R.A., Archontoulis S.V., Martinez-Feria R., Hatfield J.L., Wright E.E., Castellano M.J. Root to shoot and carbon to nitrogen ratios of maize and soybean crops in the US Midwest // *Eur. J. Agronomy*. 2020. V. 120. Art. 126130. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126130>
 32. Porichha G.K., Hu Y., Rao K.T.V., Xu C.C. Crop Residue Management in India: Stubble Burning vs. Other Utilizations including Bioenergy // *Energies*. 2021. V. 14. Art. 4281. <https://doi.org/10.3390/en14144281>
 33. Stavi I., Barkai D., Islam K.R., Zaady E. No adverse effect of moderate stubble grazing on soil quality and organic carbon pool in dryland wheat agro-ecosystems // *Agronomy for Sustainable Development*. 2015. V. 35. P. 1117–1125. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0299-9>

Input of Organic Carbon in Soil with Post-Harvest Crop Residues

O. E. Sukhoveeva*

Institute of Geography of Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia

*e-mail: olgasukhoveeva@gmail.com

Crop residues are the main source of carbon input to arable soils. The aim of the research was to determine the amount and proportion in the phytomass of post-harvest crop residues of major crops and the carbon that input to soil with them. For this purpose, samples of winter and spring wheat, barley, oats, and soybean in the five farms of Kursk, Ryazan, and Samara regions and the Republic of Chuvashia were taken over 2019–2021 yrs. The ratio of such plant fractions as roots, stubble, stems, leaves, chaff, and grain was calculated. For grain and legume crops, post-harvest residues (roots and stubble) account for 1/4–1/5 of the dry phytomass, with stubble accounting for 1/6–1/10 of the mass and the share of roots not exceeding 10%. The productive part (grains and chaff) accounts for 1/2–1/3, the by-products (stems and leaves) account for 1/3 in cereals and 1/2 in soybeans. The amount of carbon brought to the plough soil layer with root residues decreases in the series winter wheat (569 kg C/ha) > spring wheat (508 kg C/ha) > barley (503 kg C/ha) > oats (488 kg C/ha) > soybeans (204 kg C/ha). The stubble of field crops is an additional source of carbon for the soil, the amount of which is directly proportional to the height of the plants: 419 kg C/ha for spring wheat, 405 kg C/ha for winter wheat, 281 kg C/ha for oats, 232 kg C/ha for soybeans, 135 kg C/ha for barley. Regression equations of dependence of stubble and root residues amount on grain yield were calculated for winter wheat.

Keywords: Haplic Chernozem, Luvic Chernozem, Luvic Phaeozem, crop residues, soil carbon

**ДЕГРАДАЦИЯ,
ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ**

УДК 631.4:504.064:543.632.9

**ИЗУЧЕНИЕ ПРОЦЕССОВ СОРБЦИИ И УДАЛЕНИЯ
УГЛЕВОДОРОДОВ НЕФТИ ИЗ ОБРАЗЦОВ ПОЧВЫ**© 2022 г. Ю. П. Туров^{a, *}, М. Ю. Гузьяева^a, Д. А. Лазарев^a,
Ю. Ю. Петрова^a, Г. О. Жданова^b, Д. И. Стом^{b, c, d}^aСургутский государственный университет, пр-т Ленина, 1, Сургут, 628412 Россия^bИркутский государственный университет, ул. Карла Маркса, 1, Иркутск, 664003 Россия^cИркутский национальный исследовательский технический университет,
ул. Лермонтова, 83, Иркутск, 664074 Россия^dБайкальский музей Иркутского научного центра, ул. Академическая, 1, Листвянка, 664520 Россия

*e-mail: yuri_tom@rambler.ru

Поступила в редакцию 27.09.2021 г.

После доработки 04.01.2022 г.

Принята к публикации 26.01.2022 г.

При исследовании нефтяного загрязнения почв для оценки степени и масштабов нанесенного ущерба и прогнозирования последствий применяют различные методики анализа. Однако из-за широкой вариабельности состава образцов нефти и нефтепродуктов из различных источников и невозможности создания универсальных стандартных образцов для калибровки методик, результаты анализов, полученные разными методами, сильно разнятся. Расхождения в результатах достигают 200–800%. Исследованы источники погрешностей при оценке нефтяного почвенного загрязнения с помощью методов анализа нефтепродуктов в почве с гравиметрическим окончанием, хромато-масс-спектрометрии и ИК-спектроскопии, на примере лабораторного модельного загрязнения образца аллювиальной почвы сырой нефтью. Показано, что в аналитическую форму может переходить менее 50% от массы загрязняющей нефти. Тяжелая часть нефти, представленная высокополярными компонентами: смолами и асфальтенами, не регистрируется используемыми в настоящее время методиками. А в природных условиях именно эти фракции требуют максимального времени для деструкции. Исследование удаления нефтяного загрязнения в модельных условиях за счет процессов испарения легких углеводородов и биоокисления штаммами аборигенной микрофлоры, содержащимися в образце аллювиальной почвы, показало, что при 60-дневной экспозиции при температуре 23°C суммарные потери массы внесенной нефти достигали 17%. При этом относительное содержание ароматических соединений, смол и асфальтенов возрастало. Для получения реальной картины нефтяного загрязнения почвы рекомендовано использовать методы, применяемые для исследования органического вещества в породах и почвах в органической геохимии.

Ключевые слова: нефтяное загрязнение почвы, моделирование нефтезагрязнения и его удаления, погрешности анализа нефтяного загрязнения

DOI: 10.31857/S0032180X22060156

ВВЕДЕНИЕ

Контроль нефтяного загрязнения почв и их реабилитации являются одними из приоритетных направлений деятельности природоохранных организаций во всем мире. В литературе детально обсуждены изменения различных свойств и характеристик почв в результате загрязнения их как сырой нефтью, так продуктами ее переработки. При контакте с ними меняются физико-химические и биологические характеристики любой почвы. Как правило, при этом увеличивается рН, уменьшаются влагоемкость и концентрация доступного фосфора в почве [28], пористость, воздухо- и влагопроницаемость, дегидрогеназная и

уреазная активность, биомасса дождевых червей [23], подавляется рост растений [19, 21]. Кроме того, нефтяное загрязнение почвы сопровождается появлением фитотоксичности, которая увеличивается при возрастании уровня нефтяного загрязнения [14, 27, 29]. Нефтяное загрязнение нарушает структуру бактериальных сообществ почвы, снижает численность и биомассу бактерий, их таксономическое разнообразие [1]. При нефтяном загрязнении изменяется и солевой состав почвы [3], что опосредованно отражается на ее биопродуктивности [25].

Отрицательное влияние нефтяного загрязнения на почву пытались связать с особенностями хими-

ческого состава нефти, однако заметной корреляции негативного влияния с содержаниями в нефти отдельных групп веществ с учетом их экологической опасности не было обнаружено [26]. Снижение качества почв сельскохозяйственного назначения связывают с ухудшением физико-химических характеристик их структурных фрагментов из-за адсорбции высокомолекулярных нефтяных компонентов на поверхности почвенных частиц, что приводит к гидрофобизации почвы. Последняя уменьшает влагоемкость, эффективность и динамику обмена подвижных форм фосфора и других биогенных элементов [24]. Общая пористость почвы и содержание макропор существенно больше в незагрязненных образцах, чем в загрязненных. Показано, что нефть может оказывать влияние на поры внутри частиц почвы, что может приводить к нарушению аэрации и инфильтрации воды в почве и ингибированию роста растений [17]. Сырая нефть способна существенно или полностью ограничить фильтрацию воды даже при сохранении исходных содержаний различных гранулометрических фракций и их распределений [5, 30, 31].

Для детализации состава нефтяного почвенного загрязнения принято использовать совместные результаты, полученные с применением различных подходов и методов. Так, для определения уровня загрязнения почвы углеводородами нефти и уточнения границ и зон влияния предприятий нефтяной отрасли на природную среду использовали сочетание данных гравиметрических и ИК-спектрометрических анализов [8].

Возможности и ограничения различных методов анализа нефтяного загрязнения в компонентах окружающей среды: гравиметрии, ИК-спектроскопии, флуориметрии, газовой хроматографии — являются предметом постоянного обсуждения и дискуссий [2, 6, 11, 15, 16]. Однако при интерпретации полученных результатов часто не учитывают особенности и ограничения возможностей, использованных для оценки нефтяного загрязнения аналитических методов, несмотря на то что расхождения в результатах, полученных разными методами, могут достигать 200–800% [9].

Необходимо отметить, что большинство методик, применяемых для оценки нефтяного загрязнения почв, на предварительных этапах анализа включает экстракцию нефтяных примесей из образца почвы. Затем следует выделение из полученного экстракта аналитической формы образца для финальной стадии анализа — получения аналитического отклика, интенсивность которого используют для оценки содержания нефтяного загрязнения. При этом независимо от используемого на финальном этапе анализа метода (гравиметрического, абсорбционно-фотометрического, люминесцентного) в формировании аналитиче-

ского сигнала участвует только часть загрязняющей нефти — чаще всего неполярная фракция органического экстракта, квалифицируемая в соответствующей методике как “результат выполнения измерений массовой доли или концентрации нефтепродуктов”. Поэтому получение данных по анализу полярных фракций нефти в почве, не попадающих под определение “нефтепродукты” и не регистрируемых большинством методик, является актуальной задачей для формирования реальной картины загрязнения почвы сырой нефтью.

Калибровки, проводимые при выполнении измерений нефтяного почвенного загрязнения с использованием аттестованных стандартных образцов, не позволяют компенсировать влияние различных источников погрешности и могут стать причиной появления дополнительных ошибок из-за несовпадения состава стандартных образцов составу различных образцов загрязняющей нефти. Указанное несоответствие, по-видимому, в той или иной степени имеет место для всех аттестованных и используемых в настоящее время методик анализа почвенного нефтяного загрязнения с гравиметрическим, фотометрическим, люминесцентным и хроматографическим окончанием.

Природно-климатические условия нефтегазодобывающих районов севера Западной Сибири в целом и Сургутского района, в частности, из-за продолжительного холодного сезона и повышенной влажности, снижают скорость естественных процессов разложения и утилизации загрязнения и увеличивают продолжительность времени самоочищения нефтезагрязненных почв. В связи с этим проблемы загрязнения нефтью стоят особенно остро.

В настоящей работе в условиях лабораторного моделирования нефтяного загрязнения и его трансформации сопоставлены результаты анализов состава нефтяного загрязнения образцов загрязненной почвы, полученные с использованием аттестованной методики с гравиметрическим окончанием, и методами, которые применяют в органической геохимии для оценки и характеристики органического вещества (называемого “битумоидом”) в породах. В задачи исследования входило и рассмотрение некоторых трудностей, которые возникают при переходе от измеренных содержаний в почве нефтепродуктов в соответствии с использованным методом анализа, к оценке реального уровня загрязнения сырой нефтью.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В работе использовали образец аллювиальной гумусовой глеевой (Eutric Gleyic Fluvisol) почвы средне-таежной подзоны, отобранный в районе без видимых следов техногенного загрязнения из горизонта АУ (0–20 см) на территории Сургутского

района Ханты-Мансийского автономного округа в пойме р. Юганская Обь в окрестностях урочища Каменный мыс.

Для моделирования процессов адсорбции и удаления нефтяных углеводородов в почве использовали образец товарной нефти Федоровского месторождения (плотность 0.848 г/см^3 , содержание серы 0.65%, выходы фракций: до 200°C – 23.5%, до 300°C – 42.3%). Определение концентрации нефтепродуктов в пробах почвы проводили в соответствии с ПНД Ф 16.1.41-04 [13]. Для исследования влияния влажности почвы на процессы нефтяного загрязнения модельному загрязнению подвергали образцы как воздушно-сухой аллювиальной почвы, так и предварительно увлажненной добавлением дистиллированной воды в количестве 20% от массы исходной почвы.

Равномерность распределения нефти в почве при модельном загрязнении обеспечивали непрерывным в течение суток перемешиванием почвы с добавленной загрязняющей нефтью в герметичном сосуде на активаторе шаровой мельницы со скоростью 1 об./с.

Инкубирование образцов проводили в чашках Петри, толщина слоя почвы не более 0.5 см, объем защищенного от света (негерметичного) инкубатора 0.45 м^3 . Вентиляцию инкубатора осуществляли за счет естественного воздухообмена с лабораторной атмосферой через несколько вентиляционных отверстий диаметром 0.5 см. Для оптимизации деятельности микрофлоры влажность образцов поддерживали на уровне ~50% от полной влагоемкости почвы. Для уменьшения потерь влаги из образцов почвы в инкубаторе поддерживали близкую к 100% относительная влажность воздуха испарением воды с поверхности 0.25 м^2 фильтровальной бумаги, находящейся в постоянном контакте с емкостью, заполненной дистиллированной водой. Контроль влажности образцов почвы проводили периодическим взвешиванием в процессе инкубирования и, в случае необходимости, добавляли испарившуюся воду. Инкубирование проводили в двух параллельных повторностях, используя по 2 образца почвы для выдержки в течение 20 и 60 дней при температуре $23 \pm 1^\circ\text{C}$. Для оценки влияния температуры экспозицию образцов осуществляли в аналогичных условиях в холодильнике при 4°C .

В модельных лабораторных экспериментах исследовали изменение состава и уменьшение содержания компонентов нефтяного загрязнения за счет их испарения и биоокисления аборигенной микрофлорой, присутствующей в исходном образце аллювиальной почвы.

Параллельно с определением массовой концентрации нефтепродуктов в образцах по ПНД Ф 16.1.41-04 проводили горячую экстракцию почвенного битумоида хлороформом в аппарате Сокслета.

Фракционирование загрязняющей нефти и хлороформных экстрактов из образцов фоновой и нефтезагрязненной почвы проводили методом колоночной жидкостной адсорбционной хроматографии на силикагеле. Стеклообразную колонку внутренним диаметром 10 мм заполняли силикагелем “мокрым способом” – путем равномерного внесения через воронку порошка адсорбента в верхнюю часть предварительно заполненной *n*-гексаном колонки. Этим обеспечивали однородность сорбента по высоте колонки. Массы образца для колоночного разделения и сорбента находились в соотношении 1 : 25, образец вводили в верхнюю часть подготовленной колонки, при этом уровень гексана в ней должен быть не менее чем на 1 см выше верхнего слоя сорбента. Фракционирование образцов осуществляли последовательностью элюентов с возрастающей полярностью: *n*-гексан, бензол, спирто-бензольная смесь с объемным соотношением 1 : 3 ($\text{C}_2\text{H}_5\text{OH} : \text{C}_6\text{H}_6$). Гексаном элюировали фракции насыщенных и ароматических веществ, бензолом – смолы, спирто-бензольной смесью – асфальтены. Контроль разделения вели визуально, наблюдая за перемещением вдоль колонки зон с различной окраской. Фракция насыщенных веществ была бесцветной и нелюминесцирующей, зону ароматических веществ идентифицировали по голубой флуоресценции при освещении колонки ультрафиолетовым светом с длиной волны 365 нм и светло-желтой окраске, зона смол имела светло-коричневую окраску, зона асфальтенов – черно-коричневую. Смену элюентов проводили тогда, когда нижнего края колонки достигала перемещающаяся зона веществ соответствующей окраски (появление зоны ароматических веществ на выходе из колонки обнаруживали по началу флуоресценции элюата). Требуемые объемы элюентов определяли на основе визуального контроля за процессом фракционирования – для элюирования насыщенных и ароматических веществ требовалось соответственно 150 и 350 мл гексана, смол и асфальтенов – по 150 мл бензола и спирто-бензольной смеси. Растворители из полученных элюатов отгоняли на вакуумном роторном испарителе при температуре 50°C . Выходы фракций определяли взвешиванием.

Данную методику можно рассматривать как препаративный вариант SARA-анализа (Saturates, Aromatics, Resins and Asphaltenes) – фракционирование нефти на однородные по полярности группы веществ – насыщенные, ароматические, смолы и асфальтены, которое проводят с использованием тонкослойной хроматографии на силикагеле, а детектирование – с применением пламенно-ионизационного детектора [22]. Погрешности использованного варианта колоночного разделения с гравиметрическим определением выходов фракций больше, чем в тонкослойной хроматографии методе и достигают 7–10 отн. %,

Таблица 1. Результаты определения содержания нефтепродуктов в загрязненной нефтью почве при инкубировании образцов в лабораторных условиях при 23°C

Проба	Загрязняющая нефть				CPI*
	добавлено сырой нефти, г/кг	определено нефтепродуктов, г/кг	% нефтепродуктов, обнаруженных по отношению к количеству добавленной нефти	% убыли нефтепродуктов по результатам анализов в процессе инкубирования нефти	
Исходная незагрязненная проба аллювиальной почвы (фон)	0	0.034 ± 0.018**, 0.034 ± 0.002***	–	–	5.13
Воздушно-сухая почвы (ПС)	16.50	7.7 ± 3.1, 7.7 ± 0.5	46.7	–	1.08
Увлажненная почва (ПС + 20 мас. % воды, ПВ)	20.26	6.0 ± 2.4, 6.0 ± 0.4	29.6	–	1.04
Образец, инкубированный 20 сут (ПВД1)	20.26	5.5 ± 2.2, 5.5 ± 0.4	–	8.3	0.98
Образец, инкубированный 60 сут (ПВД2)	20.26	5.0 ± 2.0, 5.0 ± 0.4	–	16.7	0.94

* CPI (Carbon Preference Index) – коэффициент преобладания нечетных *n*-алканов над четными.

** Оценка погрешности в соответствии с паспортом ПНД Ф 16.1.41-04.

*** Стандартное отклонение результатов измерений, полученных в условиях повторяемости при двух параллельных опытах.

но заметно бóльшие количества получаемых фракций позволяют дополнительно детально исследовать их состав с помощью различных физико-химических методов.

В качестве сорбента для колоночного фракционирования образцов использовали силикагель марки КСКГ “ХромЛаб” 0.063–0.20 мм ГОСТ 3956–76, который предварительно обезвоживали и активировали в течение 6 ч при температуре 150°C.

Гравиметрические измерения проводили с использованием аналитических весов производства A&D Company марок AND DL-200 (первый класс точности) при взвешивании образцов почвы и AND GR-120 (точность 0.1 мг) при измерении выходов фракций адсорбционного разделения.

Состав нефтяных углеводородов в образцах определяли методом хроматомасс-спектрометрии (прибор GCMS-TQ8040, Shimadzu, Япония). Режим работы хроматографа: газ-носитель – гелий, расход газа 1.0 мл/мин, начальная температура термостата 50°C, изотерма 2 мин, затем подъем температуры со скоростью 5°C в мин до 280°C с выдержкой при этой температуре в течение 45 мин. Температура испарителя 280°C, интерфейс 270°C, колонка 30 м × 0.25 мм × 0.25 мкм с неподвижной фазой GsBP-5MS. Режим работы масс-спектрометра: ионизация быстрыми электронами с энергией 70 эВ, температура ионизационной камеры 270°C, сканирование в диапазоне масс от 33 до 460 Да со скоростью 4 полных масс-спектра в секунду. Сбор и обработку результатов

эксперимента осуществляли программным комплексом Shimadzu GCMSsolution. Идентификацию веществ проводили по времени хроматографического удерживания, предварительно определенного для индивидуальных парафинов (Supelco® Aliphatic Hydrocarbons Kit 44575-U) и по полным масс-спектрам, для поиска ближайших аналогов использовали библиотеку масс-спектров NIST14. Относительные содержания *n*-парафинов определяли методом внутренней нормализации по площадям хроматографических пиков по полному ионному току и по масс-фрагментограммам, полученным по сумме интенсивностей ионных пиков с массами 57 и 71, характеристических для масс-спектров парафинов.

ИК-спектры получали на приборе PerkinElmer Spectrum-100 в спектральном диапазоне от 4000 до 600 см⁻¹, спектральное разрешение 2 см⁻¹, количество сканирований 10. Исследуемые образцы в форме “раздавленной капли” помещали между двумя стеклами из бромистого калия.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В табл. 1 приведены результаты определения массовой концентрации нефтепродуктов в пробах почв методикой с гравиметрическим окончанием (ПНД Ф 16.1.41-04). Погрешности определения приведены в двух вариантах: в соответствии с паспортом методики ПНД Ф 16.1.41-04 и по экспериментально оцененной фактической

повторяемости результатов для двух параллельных опытов.

В паспорте ПНД Ф 16.1.41-04 предел повторяемости для использованного диапазона концентраций модельного нефтяного загрязнения составляет 39 отн. %. Рассчитанное стандартное отклонение результатов реальных экспериментальных измерений, полученных в условиях повторяемости при двух параллельных опытах, укладывалась в диапазон не более 5–7 отн. %.

Образец почвы, который использовали в качестве модельного, характеризуется низким содержанием нефтяного загрязнения, которое близко к минимальному зарегистрированному для аллювиальных почв (Истринский морфоструктурный узел, Московская область) [10]. Фоновое загрязнение использованного образца почвы по отношению к величине моделируемого нефтяного загрязнения пренебрежимо мало, поэтому в дальнейшем при балансовых расчетах его не учитывали.

Из данных табл. 1 следует, что даже в свежезагрязненных образцах почвы (ПС и ПВ) методика ПНД Ф 16.1.41-04 позволяет обнаружить менее половины (по массе) количества компонентов внесенной нефти. Кроме того, оказалось, что существенное влияние на долю обнаруживаемой части нефти оказывает влажность загрязняемой почвы – в воздушно-сухой пробе обнаружено 47%, а в увлажненной – всего 30% добавленной нефти. Для объяснения наблюдаемой картины следует учесть, что в ПНД Ф 16.1.41-04 на начальном этапе анализа проводят экстракцию хлороформом содержащихся в пробе нефтепродуктов из воздушно-сухой почвы. А в качестве характеристики уровня нефтяного загрязнения используют массу неполярной части хлороформенного экстракта из почвы, элюируемой *n*-гексаном из хроматографической колонки, заполненной окисью алюминия. Тогда различия в доле обнаруживаемой части нефти для сухого и влажного образцов почвы можно связать с изменением условий протекания процессов сорбции и десорбции в гетерогенной системе почва–нефть–(вода)–хлороформ. При появлении в этой системе воды в увлажненной почве происходит уменьшение сорбционных свойств частиц почвы по отношению к нефтяным компонентам вследствие блокирования наиболее сорбционно-активных центров и заполнения части порового пространства частиц почвы более полярными молекулами воды. В результате этого часть малополярных веществ из загрязняющей нефти оказывается в увлажненной почве в менее прочно связанной форме и испаряется при высушивании образца (при приведении его к воздушно-сухому состоянию). В результате в гексановую фракцию экстракта по ПНД Ф 16.1.41-04 попадает и регистрируется меньшее количество неполяр-

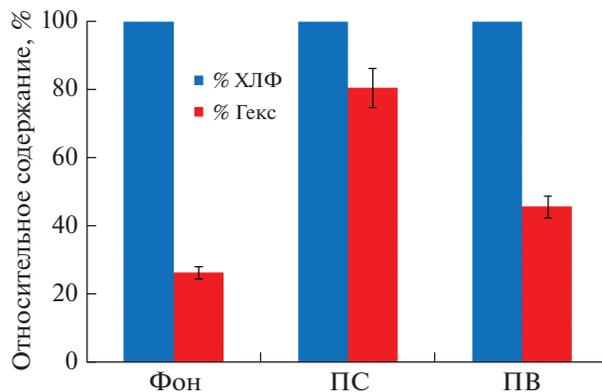


Рис. 1. Сопоставление относительных выходов неполярных гексановых фракций колоночного деления по отношению к массе хлороформенных почвенных экстрактов, получаемых в соответствии с ПНД Ф 16.1.41-04 (условные обозначения в табл. 1).

ных компонентов добавленной в почву загрязняющей нефти.

Но на почву оказывают негативное влияние практически все компоненты нефти, в том числе высокомолекулярные полярные (смолы и асфальтены). Поэтому провели сравнение фракционного состава добавляемой нефти с ее количеством и фракционным составом экстрактов из свежезагрязненных образцов почвы с различной влажностью.

На рис. 1 представлены относительные выходы неполярных гексановых фракций, по которым оценивают уровень нефтяного загрязнения образцов в соответствии с ПНД Ф 16.1.41-04, по отношению к массе хлороформенного экстракта, принятого за 100%. Видна существенная разница в составе веществ, экстрагированных из свежезагрязненных одной и той же нефтью сухих и увлажненных образцов почвы, а также их отличие от состава фонового экстракта из незагрязненной почвы.

Для более детального анализа различий в составе загрязняющей нефти и экстрагируемого из образцов почвы битумоида провели параллельно горячую экстракцию образцов почвы в аппарате Сокслета. Затем экстракт разделяли методом колоночной адсорбционной хроматографии на силикагеле на фракции насыщенных, ароматических, смолистых веществ и асфальтенов в соответствии с описанной в предыдущем разделе методикой.

На рис. 2 приведено сопоставление фракционного состава фонового загрязнения почвы (фон), загрязняющей нефти (нефть), хлороформенных экстрактов свежезагрязненной сухой (ПС) и увлажненной (ПВ) почвы, а также экспонированных в условиях лабораторного эксперимента в течение 20 и 60 сут (ПВД1 и ПВД2 соответствен-

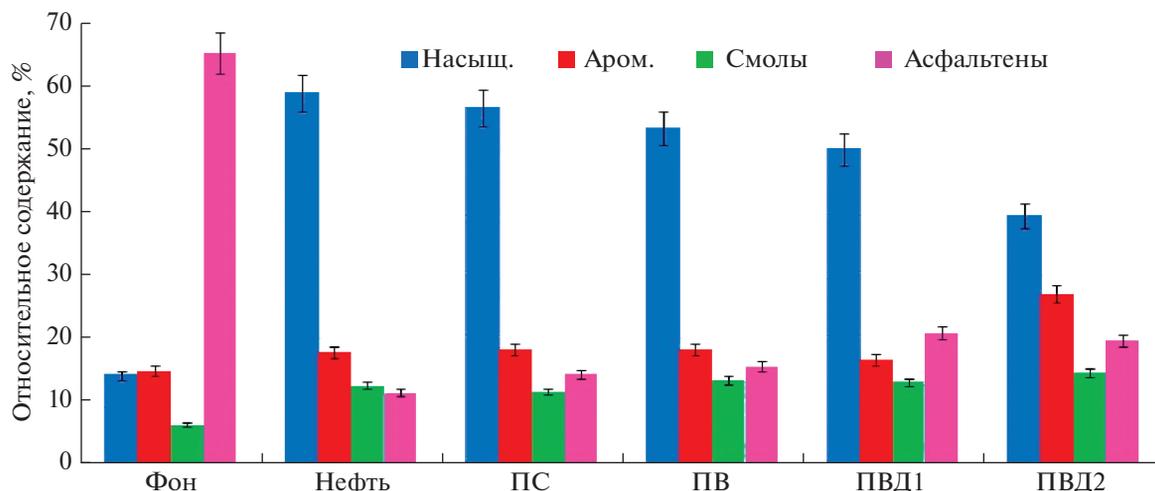


Рис 2. Фракционный состав нефти и продуктов горячей экстракции в аппарате Сокслета из образцов почвы, % (результаты SARA-анализов).

но) образцов загрязненной нефтью почвы. Видно, что не только регистрируемая как нефтепродукты доля нефтяного загрязнения, но и фракционные составы образца использованной для модельного загрязнения нефти и выделенных из свежезагрязненной почвы экстрактов значительно различаются и также зависят от влажности исходной почвы. В процессе экспозиции нефтезагрязненного образца влажной почвы наблюдается уменьшение относительных содержаний насыщенных веществ при увеличении относительных содержаний ароматических соединений и асфальтенов. Следует отметить, что не учитываемая высокополярная часть нефти может служить источником ошибок второго рода, “неоправданного оптимизма” при оценке нефтяного загрязнения вследствие игнорирования, “невидимости”, не обнаружения полярной части загрязняющей нефти при использовании ПНД Ф 16.1.41-04.

Регистрация экстремально высокого содержания фракции асфальтенов в фоновом образце незагрязненной почвы объясняется тем, что все варианты SARA-анализов были разработаны для характеристики состава образцов нефти и рассеянного органического вещества пород, где *a priori* предполагается и, как показывает практика, обязательно присутствуют все четыре фракции: насыщенных и ароматических веществ, смол и асфальтенов. При этом асфальтены являются наиболее полярной фракцией, но никогда доминирующей. Для фонового образца незагрязненной нефтью почвы наблюдаемое противоречие снимается при сопоставлении результата SARA-анализа с результатами детального хроматографического анализа состава фракции неполярных веществ, которые демонстрируют “нефтяную” природу извлеченных из почвы парафинов.

На рис. 3 приведены построенные по суммарной интенсивности ионных пиков в масс-спектрах с массами 57 и 71 масс-фрагментограммы (далее хроматограммы) товарной нефти федоровского месторождения, использованной для модельного загрязнения, экстрактов из фонового незагрязненного образца почвы, свежих и экспонированных в лабораторных условиях образцов модельного нефтяного загрязнения увлажненной почвы. На этих хроматограммах наиболее интенсивные пики соответствуют нормальным парафинам и изопреноидам, а символами C_{15} , C_{20} , C_{25} , ... обозначены пики *n*-парафинов с 15, 20, 25, ... атомами углерода в молекуле.

Площади пиков на хроматограммах всегда пропорциональны относительным концентрациям веществ в образцах. Пики *n*-парафинов на колонках с неполярными неподвижными фазами имеют симметричную форму и примерно одинаковую для большинства гомологов ширину, поэтому для оценки их относительных содержаний иногда используют высоты хроматографических пиков. Поэтому распределение высот пиков на хроматограммах можно рассматривать как графическую иллюстрацию их молекулярно-массовых распределений.

Видно, что хроматограмма экстракта фонового загрязнения (фон) существенно отличается от всех остальных. ГХ/МС анализы показали, что в экстракте из фонового незагрязненного образца почвы вещества, определяемые в соответствии с ПНД Ф 16.1.41-04 как нефтепродукты, представлены в основном парафинами природного происхождения. Это парафины с нечетным числом атомов углерода в молекуле $C_{25}H_{52}$, $C_{27}H_{56}$, $C_{29}H_{60}$, $C_{31}H_{64}$, которые являются наиболее распространенными компонентами восков современных

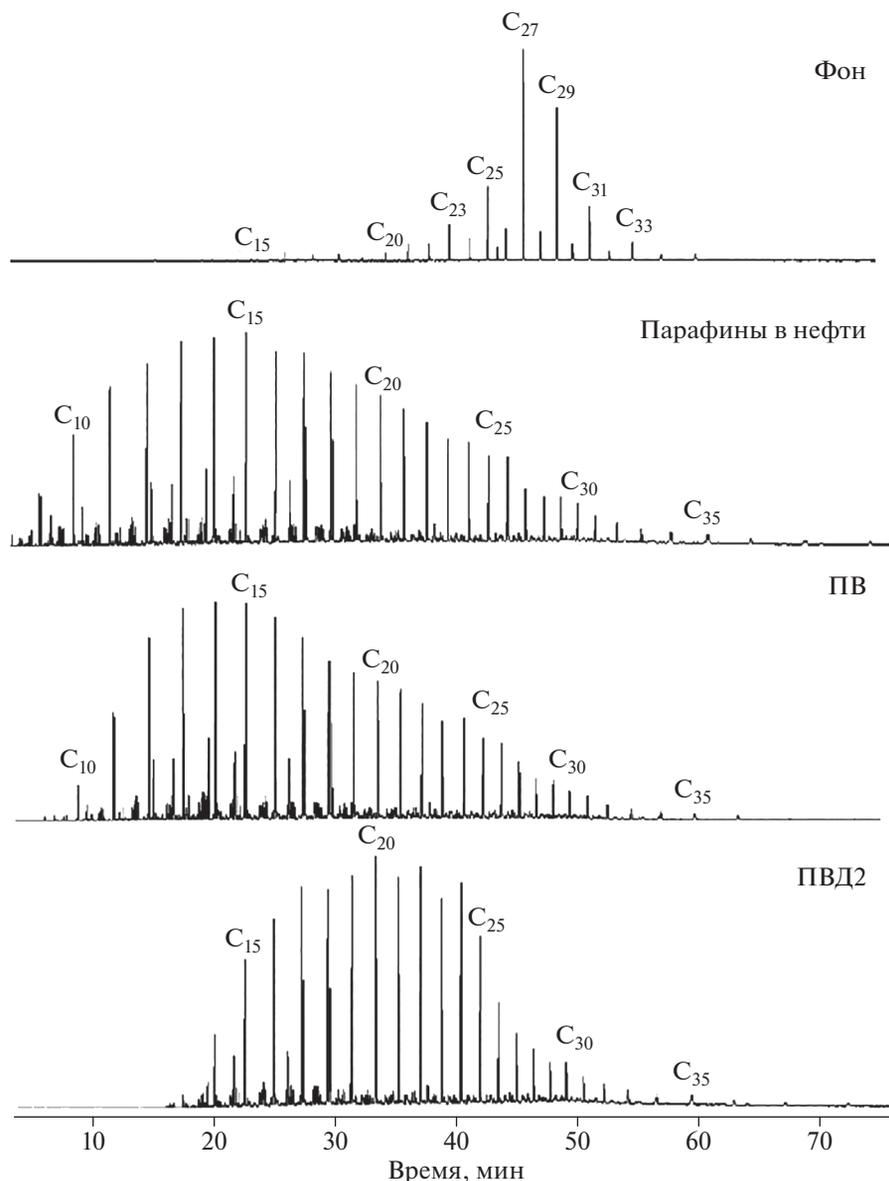


Рис. 3. Масс-фрагментогаммы неполярных фракций из фоновой почвы, из пробы нефти федоровского месторождения и экстрактов из проб почвы при моделировании нефтяного загрязнения, построенные по суммарной интенсивности ионных пиков в масс-спектрах с массами 57 и 73.

высших растений [20]. Содержатся они и в большинстве образцов нефти, но не доминируют в их составе (рис. 3, хроматограмма парафины в нефти). Таким образом, в качестве массовой концентрации нефтепродуктов в фоновом образце почвы определены вещества, не имеющие отношения к нефтяному загрязнению – типичный пример получения ложноположительного результата (ошибка первого рода, “ложная тревога”).

Преобладание относительного содержания асфальтенов в фоновом загрязнении может быть объяснено высоким относительным содержанием высокополярных веществ природного проис-

хождения в этой пробе, например, липидов современной флоры. Но так как в методиках SARA-анализов к нефтяным асфальтенам относят самую полярную группу веществ [22], то для образца фоновое почвенное загрязнение (где преобладают углеводороды природного происхождения) эта группа веществ может быть представлена, например, полярными компонентами растительных липидов, которые, при проведении разделения экстрактов по вышеописанной методике попадают во фракцию асфальтенов.

Рис. 3 позволяет сопоставить по масс-фрагментогаммам состав парафинов в исходной нефти,

использованной для модельного загрязнения, и в экстрактах из свежезагрязненного и экспонированного образцов почвы и продемонстрировать их различие. За счет потери самых легких веществ молекулярно-массовых распределений парафинов во всех экстрактах из загрязненной почвы смещены в сторону гомологов с высокой молекулярной массой по сравнению с нефтяными. В свежезагрязненном образце эти потери, вероятно, обусловлены преимущественным испарением наиболее летучих веществ на этапе доведения образца почвы до воздушно-сухого состояния, что является необходимым этапом пробоподготовки при использовании ПНД Ф 16.1.41-04.

При сопоставлении хроматограмм экстрактов из образца свежезагрязненной увлажненной почвы ПВ и из выветренного образца почвы ПВД2 после 60-суточной экспозиции следует, что составы экстрактов заметно различаются. Молекулярно-массовые распределения парафинов (гомологическое распределение индивидуальных алканов) в образце нефтеслабозагрязненной почвы после экспонирования по сравнению с исходным при визуальной оценке распределений заметно смещено в сторону более тяжелых углеводородов. Численно этот результат можно выразить в виде индекса LSR (long-to-short-ratio = $\Sigma C_{<25}/\Sigma C_{\geq 25}$). Значения рассчитанных по площадям хроматографических пиков на масс-фрагментограммах индексов LSR оказались равными 0.18 для свежезагрязненного образца ПВ, 0.28 и 0.34 для экспонированных ПВД1 и ПВД2 соответственно, что отражает более быструю потерю легкой части нефтяного загрязнения.

Гомологическое распределение *n*-алканов в почвенных горизонтах используют для генетической идентификации и оценки нативности углеводородного состояния почв, при этом изменения в составе парафинов отражаются в значениях индекса CPI (Carbon Preference Index) – коэффициента преобладания нечетных *n*-алканов над четными [12, 18]:

$$CPI = ((C_{25} + C_{27} + C_{29} + C_{31} + C_{33}) / (C_{24} + C_{26} + C_{28} + C_{30} + C_{32}) + (C_{25} + C_{27} + C_{29} + C_{31} + C_{33}) / (C_{26} + C_{28} + C_{30} + C_{32} + C_{34})) / 2,$$

где $C_{24}, C_{25}, C_{26}, \dots$ – относительные содержания (площади хроматографических пиков) *n*-парафинов с числом атомов углерода, равным значению индекса.

Значения индексов CPI для исследованных образцов приведены в правой колонке табл. 1. Для образца незагрязненной фоновой почвы CPI = 5.13, это значение лежит внутри диапазона характеристик незагрязненных почв с нативным углеводородным состоянием – $1.6 \leq CPI \leq 17.0$ [12]. В процессе экспонирования образцов загрязненной почвы наблюдается незначительное умень-

шение значений индексов CPI, что является следствием изменений в составе парафинов.

Наблюдаемые изменения в составе парафинов являются в основном результатом потерь более легких компонентов за счет продолжающихся во время экспозиции процессов физического испарения. Другая причина – хорошо известный факт о большей скорости биоокисления почвенной микрофлорой низкомолекулярных парафинов по сравнению с высокомолекулярными [4]. Полученная картина наблюдаемых изменений состава парафинов в нефтеслабозагрязненных образцах может служить дополнительной иллюстрацией внутрипочвенных процессов и формирования нативного углеводородного состояния почв техногенно-нагруженных территорий, детально исследованных в работе [12].

На рис. 4 представлены ИК-спектры поглощения образца сырой нефти, использованной для модельного загрязнения, и экстрактов из свежезагрязненного ПВ и деградированного ПВД2 образцов почвы. Спектры загрязняющей нефти и экстракта из свежезагрязненного образца почвы практически неразличимы. В процессе экспонирования в составе экстракта из образца нефтеслабозагрязненной почвы образуются продукты окисления нефти и увеличивается относительное содержание ароматических веществ: после 60-суточного инкубирования в ИК-спектре экстракта образца деградированного нефтяного загрязнения появляются полосы поглощения в областях 1700 и 1200 см^{-1} . Они характерны для кислородсодержащих молекул. Кроме того, увеличивается относительная интенсивность полосы поглощения ароматических веществ в области 1600 см^{-1} [7].

При анализе образцов почвы, которые экспонировали в тех же условиях, но при температуре 4°C, в течение 60 сут заметных изменений в составе загрязняющих нефтяных углеводородов не наблюдали – ни в массе экстрактов, ни в их углеводородном составе. Поэтому предположительно можно считать, что основной вклад в уменьшение уровня нефтяного загрязнения в модельных экспериментах дают процессы испарения наиболее легких компонентов и биоокисления углеводородов штаммами аборигенной микрофлоры, содержащейся в образце исходной аллювиальной почвы. Однако незначительные изменения индексов CPI при лабораторном выветривании образцов загрязненной почвы можно рассматривать как свидетельство относительно малой роли процессов биоокисления в условиях проведенного моделирования.

В наблюдаемой картине изменений фракционного состава нефти и гомологического состава парафинов в процессах взаимодействия загрязняющей нефти с почвой (формирование нефтяного загрязнения) и в процессах удаления нефтяных

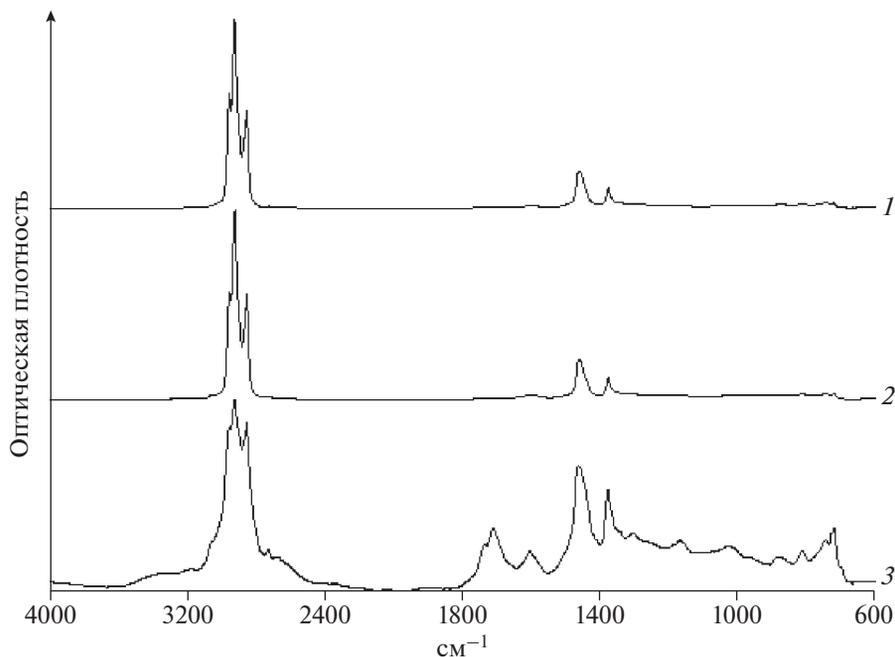


Рис. 4. ИК-спектры поглощения исходной нефти (1), экстракта из свежезагрязненного образца почвы ПВ (2) и экстракта из образца деградированного нефтяного загрязнения ПВД2 (3).

компонентов из образцов загрязненной почвы проявляются некоторые общие закономерности взаимодействия нефтяной системы с почвенной и особенности аналитического контроля нефтяного почвенного загрязнения.

В определяемую как нефтепродукты часть почвенного нефтяного загрязнения в большинстве методик попадают наименее полярные фракции нефти, в состав которых входят два класса веществ: парафины и нафтены. В составе нефти большинства нефтяных месторождений преобладают парафины, характеризующиеся минимальной устойчивостью к воздействию природно-климатических факторов. Нафтены более устойчивы. Поэтому результаты измерения массовой концентрации нефтепродуктов не всегда могут служить надежной оценкой экологического состояния почвы – в зависимости от соотношения содержаний парафинов и нафтен в загрязняющей нефти при одних и тех же концентрациях обнаруженных нефтепродуктов экологические последствия и нанесенный ущерб будут различаться и определяться в основном длительностью сохранения в почве нафтен.

Более полярные фракции нефти: смолы, асфальтены и часть ароматических веществ, попадающих в почву при ее загрязнении сырой нефтью – практически не обнаруживаются и не регистрируются большинством аттестованных для природоохранного контроля методик измерения массовой концентрации нефтепродуктов. Несмотря на то, что из-за длительности процессов деструкции под действием природно-клима-

тических факторов этих фракций сырой нефти, их попадание в почву представляет несомненную экологическую опасность.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Представлены результаты анализа суммарного содержания загрязняющих нефтяных фракций и относительных содержаний углеводородов нефти в образцах аллювиальной почвы непосредственно после однократного контакта почвы с загрязняющей нефтью при модельном загрязнении проб и после экспозиции в лабораторных условиях (до 60 сут).

Моделирование процесса загрязнения нефтью образца аллювиальной почвы в лабораторных условиях показало, что при твердожидкостной экстракции нефтяных компонентов на количество извлекаемых загрязняющих веществ влияет влажность подвергаемой загрязнению почвы, а доля определяемых нефтепродуктов может составлять менее половины от массы нефти, добавленной в почву. В реальных условиях техногенного загрязнения почвы конкретное значение вклада этой составляющей в суммарную погрешность анализа нефтяного почвенного загрязнения будет зависеть от состава загрязняющей нефти, физико-химических характеристик почвы и времени удаления (выветривания) нефтяного загрязнения под действием природно-климатических факторов.

Процессы экспонирования загрязненных нефтью нестерильных проб аллювиальной поч-

вы в лабораторных условиях в присутствии штаммов аборигенной микрофлоры в течение 60 сут при температуре 23°C приводили к 16% потере массы неполярной фракции нефти. При 4°C заметного уменьшения содержания нефтепродуктов не обнаружено.

Изменения фракционного состава загрязняющей нефти, а также гомологического состава парафинов в почве по полученным данным подчиняются хорошо известным в литературе закономерностям об относительной устойчивости различных фракций нефтяной системы в природной среде. Как в природной среде, так и в условиях лабораторного эксперимента наименее устойчивы и первыми удаляются парафины, основные компоненты фракции неполярных веществ. При этом относительное содержание остальных частей нефти – ароматических соединений, нефтяных смол и асфальтенов – вследствие их большей устойчивости с течением времени в загрязненной нефтью почве увеличивается.

Несмотря на то, что в настоящей работе использована методика с гравиметрическим окончанием, формулируемые выводы носят общеметодологический характер. По-видимому, они могут быть распространены на другие методики, в которых на первых этапах анализа используют твердожидкостную экстракцию из доведенных до воздушно-сухого состояния образцов почвы.

Для получения реальной картины загрязнения почвы сырой нефтью рекомендовано проведение исследований с использованием процедур SARA-анализов битумоида из образцов почвы в совокупности с детальным анализом состава неполярных веществ хроматографическими методами. По сравнению с другими методиками, результаты SARA-анализов в сочетании с детальным хроматографическим анализом состава фракций неполярных веществ дают возможность более адекватно оценивать реальный уровень общего нефтяного загрязнения с учетом повсеместно присутствующего органического фона, и обнаруживать присутствие ошибок первого и второго рода в результатах анализа по ПНД Ф 16.1.41-04.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ 19-29-05213 мк “Механизмы комплексного взаимодействия почв с нефтью, нефтепродуктами и поверхностно-активными веществами в процессах нефтезагрязнения и биоремедиации”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Анчугова Е.М., Мелехина Е.Н., Маркарова М.Ю., Щемелинина Т.Н. Подходы к оценке методов рекультивации нефтезагрязненных почв // Почвоведение. 2016. № 2. С. 257–260. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16020027>
2. Бродский Е.С., Савчук С.А. Определение нефтепродуктов в объектах окружающей среды // Журн. аналит. химии. 1998. Т. 53. № 12. С. 1238–1251.
3. Булуктаев А.А. Изменение солевого состава почв черных земель при нефтяном загрязнении // Юг России: экология, развитие. 2018. Т. 13. № 2. С. 184–195.
4. Геннадиев А.Н., Завгородняя Ю.А., Пиковский Ю.И., Смирнова М.А. Алканы как компоненты углеводородного состояния почв: поведение, индикационное значение // Почвоведение. 2018. № 1. С. 37–47. <https://doi.org/10.7868/S0032180X18010045>
5. Замотаев И.В., Иванов И.В., Михеев П.В., Никонова А.Н. Химическое загрязнение и трансформация почв в районах добычи углеводородного сырья (обзор) // Почвоведение. 2015. № 12. С. 1505–1518. <https://doi.org/10.7868/S0032180X1512014X>
6. Леоненко И.И., Антонович В.П., Андрианов А.М., Безлуцкая И.В., Цымбалюк К.К. Методы определения нефтепродуктов в водах и других объектах окружающей среды (обзор) // Методы и объекты химического анализа. 2010. Т. 5. № 2. С. 58–72.
7. Наканиси К. Инфракрасные спектры и строение органических соединений. М.: Мир, 1965. 216 с.
8. Нарманова Р.А., Аппазов Н.О., Керейтбаева Н.С. Загрязнение углеводородами нефти почвы в зоне влияния предприятий нефтяной отрасли. // Научный альманах. 2016. Т. 18. № 4–3. С. 425–429. <https://doi.org/10.17117/na.2016.04.03.425>
9. Околелова А.А., Желтобрюхов В.Ф. Особенности определения и нормирования нефтепродуктов в почвах // Естественно-гуманитарные исследования. 2013. Т. 1. № 1. С. 12–18.
10. Пиковский Ю.И., Геннадиев А.Н., Ковач Р.Г., Хлынина Н.И., Хлынина А.В. Углеводородное состояние аллювиальных почв на территории Истринского морфоструктурного узла (Московская область) // Почвоведение. 2017. № 12. С. 1421–1434. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17120085>
11. Пиковский Ю.И., Коротков Л.А., Смирнова М.А., Ковач Р.Г. Лабораторно-аналитические методы при определении углеводородного состояния почв (обзор) // Почвоведение. 2017. № 10. С. 1165–1178. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17100070>
12. Пиковский Ю.И., Смирнова М.А., Геннадиев А.Н., Завгородняя Ю.А., Жидкин А.П., Ковач Р.Г., Кошовский Т.С. Параметры нативного углеводородного состояния почв различных биоклиматических зон // Почвоведение. 2019. № 11. С. 1307–1321. <https://doi.org/10.1134/S0032180X1911008X>
13. ПНД Ф 16.1.41-04. Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в пробах почв гравиметрическим методом. М., 2004. 16 с.

14. Руденко Е.Ю., Зимичев А.В. Влияние нефтяного загрязнения на черноземную почву // Экологическая оценка и картографирование. 2011. № 3. С. 74–78.
15. Саксонов М.Н., Абалаков А.Д., Данько Л.В., Бархатова О.А., Балаян А.Э., Стом Д.И. Экологический мониторинг нефтегазовой отрасли. Физико-химические и биологические методы: уч. пособие. Иркутск: Иркут. ун-т, 2005. 114 с.
16. Темердашев З.А., Павленко Л.Ф., Корпакова И.Г., Ермакова Я.С., Экилик В.С. О некоторых методических аспектах оценки нефтяного загрязнения водных объектов с учетом деградации нефтепродуктов во времени // Аналитика и контроль. 2016. Т. 20. № 3. С. 225–235.
<https://doi.org/10.15826/analitika.2016.20.3.006>
17. Abosedo E.E. Effect of Crude Oil Pollution on some Soil Physical Properties // J. Agric. Veter. Sci. 2013. V. 6. № 3. P. 14–17.
18. Bray E.E., Evans E.D. Distribution of *n*-paraffins as a clue to recognition of source beds // Geochim. Cosmochim. Acta. 1961. V. 22. № 1. P. 2–15.
19. Devatha C.P., VishnuVisha A., Purna Chandra Rao J. Investigation of physical and chemical characteristics on soil due to crude oil contamination and its remediation // Appl. Water Sci. 2019. V. 9. P. 89.
<https://doi.org/10.1007/s13201-019-0970-4>
20. Gao Y.C., Wang J., Xu J., Kong X., Zhao L., Zeng D.H. Assessing the quality of oil-contaminated saline soil using two composite indices // Ecological Indicators. 2013. V. 24. P. 105–112.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.06.005>
21. Gospodarek J., Rusin M., Nadgórska-Socha A. The Long-Term Effect of Petroleum-Derived Substances and Their Bioremediation on the Host Plant (*Vicia faba* L.) and an Herbivore (*Sitona* spp.) // Agronomy. 2020. V. 10. № 9. P. 1066.
<https://doi.org/10.3390/agronomy10081066>
22. Fan Tianguang, Wang Jianxin, Jill S. Buckley. Evaluating Crude Oils by SARA Analysis. Paper presented at the SPE/DOE Improved Oil Recovery Symposium. Tulsa, Oklahoma, 2002.
<https://doi.org/10.2118/75228-MS>
23. Klamerus-Iwan A., Błńska E., Lasota J., Kalandyk A., Waligórski P. Influence of Oil Contamination on Physicochemical and Biological Properties of Forest Soil After Chain-saw Use // Water, Air, Soil Poll. 2015. V. 226. № 11. P. 389.
<https://doi.org/10.1007/s11270-015-2649-2>
24. Neda A., Narjes D., Majida K., Husain A.-A., Samir R. Bioremediation of soils saturated with spilled crude oil // Nature Scientific Reports. 2020. V. 10. P. 1116.
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-57224-x>
25. Odukoya J., Lambert R., Sakrabani R. Understanding the Impacts of Crude Oil and its Induced Abiotic Stresses on Agrifood Production: A Review // Horticulturae. 2019. V. 5. № 2. P. 47.
<https://doi.org/10.3390/horticulturae5020047>
26. Pinedo J., Ibáñez R., Lijzen J.P.A., Irabien Á. Assessment of soil pollution based on total petroleum hydrocarbons and individual oil substances // J. Environ. Managem. 2013. V. 130. P. 72–79.
27. Stom D.I., Matveeva O.N., Zhdanova G.O., Ponamorenova O.N., Kupchinsky A.B., Tolstoy M.Yu., Vardanyan N.S., Saksonov M.N., Chesnokova A.N., Wang L., Ge Sh. Transformation of oil and hexadecane in soil by microbial preparations and earthworms // Bioremediation J. 2020.
<https://doi.org/10.1080/10889868.2020.1860894>
28. Wang Ying, Feng Jiang, Lin Qianxin, Lyu Xianguo, Wang Xiaoyu, Wang Guoping. Effects of crude oil contamination on soil physical and chemical properties in Momege Wetland of China // Chinese Geographical Science. 2013. V. 23. № 6. P. 708–715.
<https://doi.org/10.1007/s11769-013-0641-6>
29. Wasen A.-A.A. Biodegradation and phytotoxicity of crude oil hydrocarbons in an agricultural soil // Chilean J. Agric. Res. 2019. V. 79. № 2. P. 266–277.
<https://doi.org/10.4067/S0718-5839201900020266>
30. Yang Wei, Gang Li. Effect of Oil Pollution on Water Characteristics of Loessial Soil // IOP Conf. Series: Earth and Environ. Sci. 2018. V. 170. P. 032154.
<https://doi.org/10.1088/1755-1315/170/3/032154>
31. Zahermand S., Vafaeian M., Bazyar M.H. Analysis of the physical and chemical properties of soil contaminated with oil (petroleum) hydrocarbons // Earth Sc. Res J. 2020. V. 24. № 2. P. 163–168.
<https://doi.org/10.15446/esrj.v24n2.76217>

Study of the Processes of Sorption and Removal of Oil Hydrocarbons in Soil Samples

Yu. P. Turov^{1,*}, M. Yu. Guznyaeva¹, D. A. Lazarev¹, Yu. Yu. Petrova¹,
G. O. Zhdanova², and D. I. Stom^{2,3,4}

¹ Surgut State University, Surgut, 628412 Russia

² Irkutsk State University, Irkutsk, 664003 Russia

³ Irkutsk National Research Technical University, Irkutsk, 664074 Russia

⁴ Baikal Museum of Irkutsk Scientific Center, Listvyanka, 664520 Russia

*e-mail: yuri_tom@rambler.ru

The various analysis techniques are used to assess levels and scales of damage and predict the consequences in the study of oil pollution of soils. The results of analyzes obtained by various methods are quite differ. Thus differences in results achieved to 200–800%. The reason is the wide variation in the composition of oil and oil samples from different sources and therefore the impossibility of creating universal standard samples for calibration techniques. Some sources of uncertainty in the assessment of oiled soil have been studied using

the example of laboratory model pollution of an alluvial soil sample contaminated by crude oil. Research was carried out using gravimetric, chromatography-mass spectrometry and infrared spectrophotometry techniques. It has been shown that less than 50% of the mass of the polluting oil can pass into the analytical form. Moreover, the heavy part of the oil represented by highly polar components – resins and asphaltenes, in general is not registered currently used analytical techniques. But under natural conditions, it is these fractions that require the maximum time for their destruction. Oil pollution removal study under model conditions due to the processes of evaporation of light hydrocarbons and bio oxidation by strains of the aboriginal microflora contained in the alluvial soil sample showed that the total losses of introduced oil reached 17% after a 60-day exposure at a temperature of 23°C. In this case, the relative concentrations of aromatic compounds, resins and asphaltenes increased. Thus, it is recommended to use the organic geochemistry methods for the study of organic matter in rocks and soils to obtain a real picture of oil pollution in the soil.

Keyword: oil pollution of soil, modeling of oil pollution and its removal, uncertainties in oil pollution analysis

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.416.9:539.163

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ ВАРЬИРОВАНИЕ УДЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ ^{137}Cs , СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И НЕФТЕПРОДУКТОВ В ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВАХ г. ЭЛЕКТРОСТАЛЬ

© 2022 г. Д. Н. Липатов^{а, *}, В. А. Вараченков^а, Д. В. Манахов^а,
М. М. Карпунин^а, С. В. Мамахин^а

^аМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

*e-mail: dlip@soil.msu.ru

Поступила в редакцию 21.10.2021 г.

После доработки 22.12.2021 г.

Принята к публикации 30.12.2021 г.

Исследованы уровни удельной активности ^{137}Cs , содержания подвижных форм (1 М ацетатно-аммонийная вытяжка) тяжелых металлов (Zn, Cu, Ni, Co, Cr, Pb) и нефтепродуктов в верхнем горизонте почв различных урбандолиндов г. Электросталь в условиях локального радиоактивного и химического загрязнения. В почвах ближнего радиуса (0–100 м) промышленной зоны завода тяжелого машиностроения зафиксировано увеличение уровней удельной активности ^{137}Cs и содержания подвижных форм Pb, Cu и Zn. Выявлен логнормальный закон распределения ^{137}Cs , через 5 лет после радиационного инцидента размах пространственного варьирования в верхнем 0–10 см слое почв составил от 6 до 4238 Бк/кг. Коэффициенты вариации возрастают вместе с уровнем загрязнения в следующем ряду химических веществ: Co < Ni < нефтепродукты < Cr < ^{137}Cs < Zn < Pb < Cu, составляя 50–435%. Обнаружены статистически значимые прямые корреляционные связи между удельной активностью ^{137}Cs и содержанием подвижных форм Pb, Cu, Zn в верхнем горизонте городских почв, этот факт указывает на пространственную сопряженность локальных пятен радиоактивного и полиметаллического загрязнения в функциональных зонах исследованного района города. Показано, что в слое 0–10 см почв, нарушенных после проведенных дезактивационных, земляных и рекультивационных работ, снижены уровни удельной активности ^{137}Cs , а также содержания тяжелых металлов и нефтепродуктов.

Ключевые слова: городские почвы, урбоэкосистемы, радиационный мониторинг, дезактивация, Urban Technosols

DOI: 10.31857/S0032180X22060077

ВВЕДЕНИЕ

В городских экосистемах миграция и аккумуляция загрязняющих веществ происходит под действием не только природных, но и техногенных факторов. Процессы техногенной миграции ^{137}Cs наиболее выражены на радиоактивно загрязненных территориях. В урбоэкологических исследованиях установлено, что интенсивность осаждения аэрозольных частиц, содержащих радионуклиды и тяжелые металлы, определяется типами поверхностей крыш, стен, дорог, газонов, парков и их положением в пределах ветрового поля города [12, 26]. Вследствие транспортного движения в городах происходит значительный перенос пыли и связанных с ней загрязняющих веществ и радионуклидов [15, 24]. При проведении дезактивационных мероприятий на территориях чернобыльских выпадений отмечено не только снижение уровня загрязнения, но и возможность вторичного ра-

диоактивного загрязнения вследствие ветрового переноса, горизонтальной миграции почвенных частиц и после антропогенного перемещения грунтов [5, 6]. В городских экосистемах в результате дождевого стока и гидрологического переноса растворенных и коллоидных форм ^{137}Cs могут формироваться конечные депо аккумуляции этого радионуклида, приуроченные к мезо- и микропонижениям [10, 16]. При исследовании в г. Озерск вблизи предприятия ядерного топливного цикла зафиксирован разный характер пространственного распределения ^{137}Cs в почвах, принадлежащих к отдельным урбандолиндам [17]. В г. Москве в почвах лесопарков отмечен природный характер миграции ^{137}Cs и выявлено снижение удельной активности этого радионуклида на промышленных территориях [10]. Определение средних уровней и показателей пространственного варьирования ^{137}Cs в почвах является одной из основных задач радио-

экологического мониторинга городов как на фоновых, так и на загрязненных территориях.

Вследствие выбросов и сбросов от многочисленных источников загрязнения в городских почвах может накапливаться широкий спектр токсикантов: тяжелых металлов (ТМ), нефтепродуктов (НП), полициклических ароматических углеводородов и других химических веществ. В урболоантшафтах отмечается пространственная сопряженность загрязнения почв несколькими группами токсикантов [20, 23], обусловленная общим источником загрязнения или сходными путями миграции этих соединений. В ряде исследований проводился комплексный анализ загрязнения городских почв радионуклидами и тяжелыми металлами [21, 25]. Выявление возможных пространственных взаимосвязей радиоактивного и химического загрязнения в городских почвах является важным вопросом в области урбоэкологии.

На территории Электростальского завода тяжелого машиностроения (ЭЗТМ) в апреле 2013 г. произошел радиационный инцидент: попадание мощного источника ^{137}Cs в плавильную печь с выбросом радиоактивных аэрозолей из вентиляционной трубы в городскую среду. Активность расплавленного источника оценена на уровне около 1000–7000 Ки [14]. Площадь загрязнения на территории завода составила 7500 м². Однако распространение радиоактивных аэрозолей происходило также в прилегающий район г. Электросталь, включавший ул. Красная, Первомайская, достигнув проспекта Ленина.

Геохимическая оценка загрязнения верхнего горизонта почв в городе Электросталь, проводившаяся в 1989–1991 гг., выявила аномалии концентрации вольфрама, никеля, молибдена, хрома и других тяжелых металлов, связанные с накоплением легирующих компонентов и примесей цветных металлов, входящих в состав выбросов сталеплавильных производств [19].

Цель работы – исследовать уровни удельной активности ^{137}Cs , содержания подвижных форм тяжелых металлов (Zn, Cu, Ni, Co, Cr, Pb) и нефтепродуктов в верхнем горизонте почв различных урболоантшафтов г. Электросталь в условиях локального радиоактивного и химического загрязнения.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Полевые исследования проводили в г. Электросталь Московской области в июле 2018 г., то есть через 5 лет 3 месяца после локальных выпадений ^{137}Cs вследствие радиационного инцидента. В апреле 2013 г. в день радиационного инцидента выброс ^{137}Cs из трубы плавильного цеха распространился к западу от завода тяжелого

машиностроения [14]. Поэтому обследованный район города вблизи завода включал ул. Красную, Первомайскую, Жулябина, Советскую и проспект Ленина, охватывая территорию в пределах географических координат: 55°47'35.5"–55°47'55.4" N и 38°26'23.1"–38°27'21.7" E (рис. 1). В 18 контрольных площадках (5 × 5 м), заложенных на различном расстоянии от завода в основных функциональных зонах города, проведен почвенный пробоотбор цилиндрическим пробоотборником из слоя 0–10 см в двух повторностях. Схема заложения площадок объединяла три радиуса по удаленности от источника выброса на ЭЗТМ: ближний (0–100 м), средний (100–250 м) и периферийный (250–750 м), и три функциональные зоны города: промышленную, транспортную и селитебную. В промышленную зону вблизи завода тяжелого машиностроения включен также участок заболоченного пустыря, замусоренный промышленными и бытовыми отходами; транспортная зона выделена в пределах расстояний 10 м от железной и автомобильных дорог; селитебная зона охватывала дворы девяти- и пятиэтажных домов в этом районе города. Кроме того, в ходе почвенного опробования на исследованной городской территории отмечалось наличие/отсутствие нарушений верхнего горизонта вследствие земляных и рекультивационных работ в различных урболоантшафтах.

В лабораторных условиях после высушивания и гомогенизации во всех почвенных пробах выполняли определение удельной активности ^{137}Cs на сцинтилляционном гамма-спектрометре с детектором NaI(Tl) 63 × 63 “Мультирад” (ООО “НТЦ Амплитуда”, Россия). Содержание подвижных форм тяжелых металлов (Zn, Cu, Ni, Co, Cr, Pb) определяли в 1 М ацетатно-аммонийной вытяжке (рН 4.8) с последующим измерением на оптического-эмиссионном спектрометре с индуктивно связанной плазмой и двойным вертикальным обзором Agilent ICP-OES 5110 VDV (Agilent Technologies, Германия). Для приготовления градуировочных растворов использовали стандарт контроля качества 190065000 (Agilent Technologies, США). Содержание суммы нефтепродуктов во всех почвенных пробах измеряли в соответствии с методикой ПНД Ф 16.1:2.2.22-98 на концентратометре КН-2м.

При статистической обработке данных проводили проверку нормального закона распределения на основе критерия Уилка–Шапиро для исходных значений и логнормального – после их преобразования с помощью вычисления десятичного логарифма. Для оценки влияния радиуса удаленности от источника выброса (фактор 1), функциональной зоны города (фактор 2) и нарушения верхнего горизонта почв (фактор 3) на варьирование исследованных показателей проводили трехфакторный дисперсионный анализ с учетом

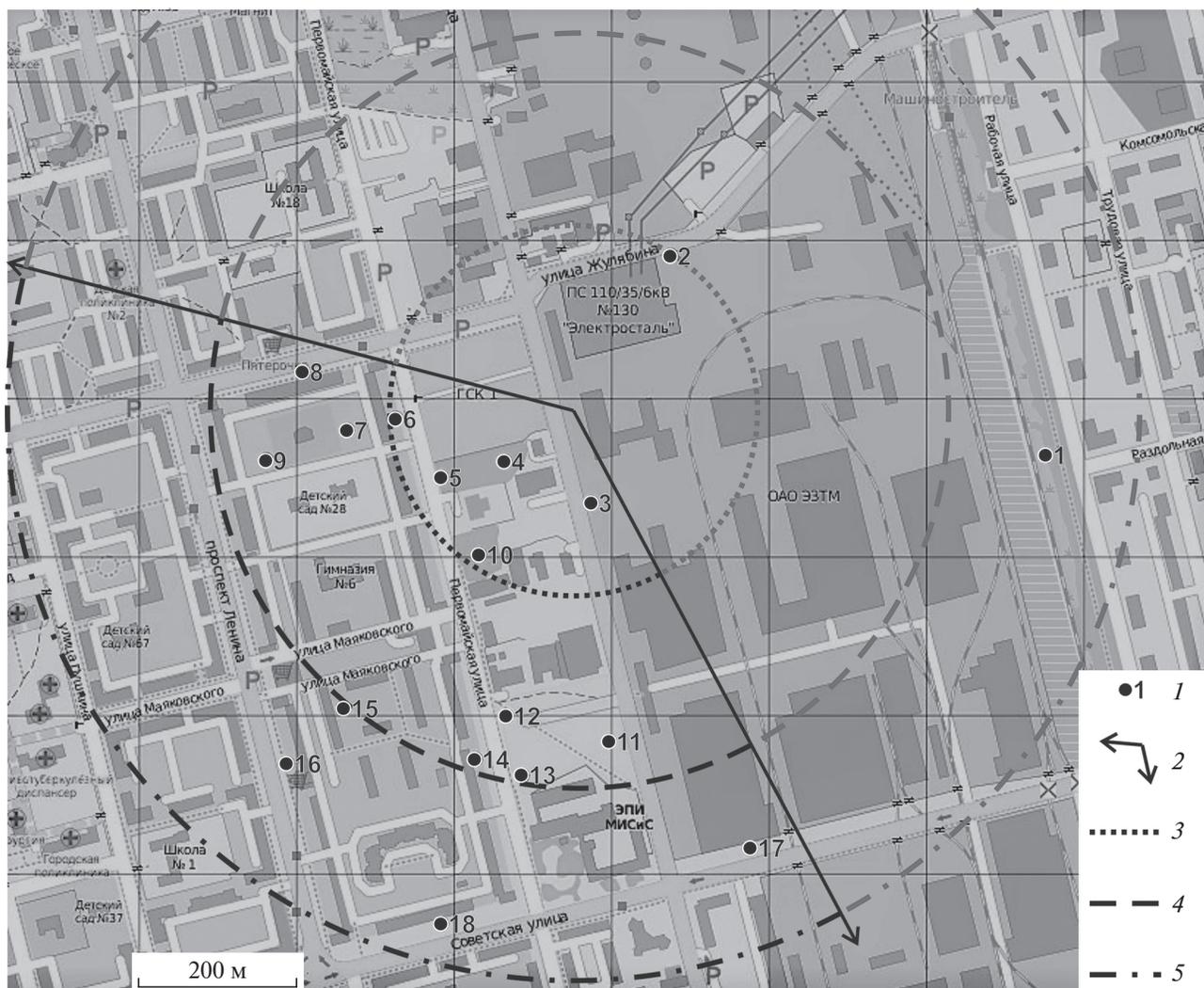


Рис. 1. Карта района исследования и расположение контрольных площадок: 1 – местоположение и номера контрольных площадок; 2 – сектор распространения выброса ^{137}Cs ; радиус удаленности от источника выброса: 3 – ближний, 4 – средний, 5 – периферийный.

влияния взаимодействия факторов, а также множественное сравнение средних значений по грациям факторов на основе наименьшей существенной разности, вычисленной с помощью критерия Дункана. Дисперсионный анализ и множественное сравнение средних выполняли для переменных, преобразованных с помощью вычисления десятичного логарифма. Объем дисперсионного комплекса составил 36 значений, фактор 1 имеет 3 градации (ближний, средний, периферийный радиус), фактор 2 имеет 3 градации (промышленная, транспортная, селитебная зоны города), фактор 3 имеет 2 градации (ненарушенные и нарушенные почвы). Для выявления взаимосвязей между удельной активностью ^{137}Cs , содержанием подвижных форм ТМ и суммой НП рассчитывали коэффициенты корреляции Спирмена.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Почвенный покров на исследованной территории г. Электросталь представлен преимущественно стратоземами урбостратифицированными [1, 3], Urbic Technosol по международной классификации WRB [22]. На загрязненных участках вблизи ЭЗТМ в 2013–2014 гг. выполнялись дезактивационные мероприятия, на некоторых придорожных и дворовых территориях проводились земляные и рекультивационные работы, поэтому их верхний почвенный горизонт R_{Yug} является сильнотурбированным или насыщенным. В ряде исследованных урбозем верхняя часть профиля почвы представлена серогумусовым горизонтом А_У, под ним залегает урбостратифицированная толща, сформированная в 1940–1970 гг. при строительстве завода тяжелого машиностроения, прилега-

Таблица 1. Статистические характеристики варьирования удельной активности ^{137}Cs , содержания подвижных форм ТМ и НП в слое 0–10 см почв на исследованной территории города ($n = 36$)

Токсикант	Среднее	Минимум	Максимум	Коэффициент вариации, %	Коэффициент асимметрии	Коэффициент эксцесса
^{137}Cs , Бк/кг	462.7	6.2	4238.0	174.2	3.6	14.8
Zn, мг/кг	21.2	1.7	249.1	208.5	4.4	21.1
Cu, мг/кг	10.1	0.3	258.9	434.6	5.6	32.2
Ni, мг/кг	1.7	0.2	7.4	96.0	2.6	7.0
Co, мг/кг	0.2	0.1	0.8	50.4	2.8	10.7
Cr, мг/кг	0.7	0.2	7.5	169.9	5.5	31.6
Pb, мг/кг	16.7	0.4	284.5	291.7	5.1	27.9
НП, мг/кг	406	10	1891	103.0	2.4	6.6

ющих улиц, железных и автомобильных дорог, зданий и жилых домов города.

В почвах и грунтах Москвы и Московской области средняя удельная активность ^{137}Cs составляет 6 Бк/кг [11]. В качестве верхней границы референтного фонового уровня удельной активности ^{137}Cs для почвогрунтов Московского региона рекомендована величина 40 Бк/кг [10]. На исследованной территории г. Электросталь среднее значение составило 462.7 Бк/кг (табл. 1), превышая в 11.5 раз референтный уровень и указывая на загрязнение почв ^{137}Cs , которое было сформировано вследствие радиационного инцидента в 2013 г.

Высокие уровни загрязнения почв выявлены к западу от завода тяжелого машиностроения на локальных участках, подвергшихся выпадениям ^{137}Cs . Максимальное значение удельной активности ^{137}Cs в верхнем слое 0–10 см почвы зафиксировано в 80 м от источника выброса на пустыре, заросшем деревьями американского клена (*Acer negundo*) и замусоренном бытовыми и промышленными отходами, где не проводились дезактивационные и рекультивационные мероприятия. Вся площадь ореола радиоактивного загрязнения с удельной активностью ^{137}Cs более 40 Бк/кг составляет около 0.5 км², охватывая не только прилегающую к заводу ул. Красную, но и несколько дворов жилых домов по ул. Первомайской, Жулябина и рядом с детским садом № 28 (рис. 1). По периферии исследованной городской территории на ул. Рабочей и Советской, а также в сквере рядом с Электростальским политехническим институтом в верхнем горизонте почв зафиксированы фоновые уровни удельной активности ^{137}Cs : от 6 до 40 Бк/кг.

Пространственное распределение удельной активности ^{137}Cs в исследованных загрязненных и фоновых городских почвах не подчиняется нормальному закону, но удовлетворительно аппроксимируется логнормальным законом. Наряду с очень высоким коэффициентом вариации 174.2%, для

распределения удельной активности радионуклида зафиксированы большие положительные коэффициенты асимметрии и эксцесса.

Результаты проведенного дисперсионного анализа свидетельствуют о статистически достоверном влиянии каждого из трех рассмотренных факторов (фактор 1 – радиус удаленности от источника выброса, фактор 2 – функциональная зона города, фактор 3 – нарушение почвенной поверхности) и их взаимодействия на пространственное распределение удельной активности ^{137}Cs в верхнем слое почв (табл. 2). Множественное сравнение средних по отдельным градациям факторов, проведенное с помощью критерия Дункана, показывает, что в промышленной зоне ближнего радиуса удаленности от источника выброса наблюдается статистически достоверное увеличение удельной активности ^{137}Cs (табл. 3). В периферийном радиусе для всех функциональных зон города зафиксировано статистически значимое уменьшение этого показателя. В верхнем горизонте почв, нарушенных в результате проведенных дезактивационных, земляных и рекультивационных работ, отмечается уменьшение удельной активности ^{137}Cs , и эта тенденция наиболее выражена в ближнем радиусе и промышленной зоне города. Так, на участках промышленной зоны с ненарушенной почвой средний уровень удельной активности ^{137}Cs составляет 1397 Бк/кг, тогда как на нарушенных в результате дезактивационных, рекультивационных работ он снижен до 339 Бк/кг, то есть в 4 раза (рис. 2а).

В качестве предельно допустимых концентраций (ПДК) подвижных форм тяжелых металлов в почвах используют следующие значения: Zn – 23 мг/кг, Cu – 3 мг/кг, Ni – 4 мг/кг, Co – 5 мг/кг, Cr – 6 мг/кг, Pb – 6 мг/кг [2]. В верхних горизонтах исследованных почв г. Электросталь среднее содержание подвижных форм Zn не превышает ПДК, однако максимальное значение выше этого уровня в 10.8 раз. Среднее содержание подвиж-

Таблица 2. Значения F-критерия Фишера по результатам трехфакторного дисперсионного анализа для оценки влияния на удельную активность ¹³⁷Cs, содержание ТМ и НП в слое 0–10 см почв

Токсикант	Фактор 1	Фактор 2	Фактор 3	Фактор 1 × × Фактор 2	Фактор 1 × × Фактор 3	Фактор 2 × × Фактор 3
¹³⁷ Cs	6.7***	5.2**	5.7**	2.2	5.9**	3.1*
Zn	0.6	1.9	15.7***	1.4	2.4	1.7
Cu	2.7*	4.8**	6.7***	1.0	3.4*	2.0
Ni	0.1	3.8**	0.4	0.9	0.6	4.2**
Co	0.4	4.3**	0.1	1.8	0.1	0.5
Cr	1.7	6.2***	0.2	3.7**	0.7	0.9
Pb	9.2***	0.1	9.9***	1.4	2.5	2.2
НП	0.5	3.5**	9.6***	2.0	1.3	0.1

Примечание. Уровень значимости F-критерия Фишера: * $p < 0.10$; ** $p < 0.05$; *** $p < 0.01$. Фактор 1 – радиус удаленности от источника загрязнения, фактор 2 – функциональная зона города, фактор 3 – нарушение верхнего горизонта почвы.

Таблица 3. Результаты сравнения средних значений удельной активности ¹³⁷Cs, содержания подвижных форм ТМ и НП в слое 0–10 см почв в различных радиусах от ЭЗТМ и функциональных зонах города

Токсикант	Результаты сравнения средних на различных участках								
	ближний радиус от ЭЗТМ			средний радиус от ЭЗТМ			периферийный радиус		
	П	Т	С	П	Т	С	П	Т	С
¹³⁷ Cs, Бк/кг	1754 ± 1022 с	452 ± 191 b	321 ± 38 b	799 ± 118 bc	414 ± 40 b	300 ± 96 b	52 ± 33 a	42 ± 20 a	31 ± 6 a
Zn, мг/кг	70.6 ± 42.9 b	14.9 ± 6.7 ab	9.3 ± 1.5 a	9.7 ± 2.0 a	7.6 ± 1.7 a	29.0 ± 14.9 ab	4.3 ± 0.7 a	6.4 ± 2.6 a	39.2 ± 23.8 ab
Cu, мг/кг	79.9 ± 61.2 b	1.7 ± 0.4 a	1.0 ± 0.3 a	3.4 ± 1.5 a	0.6 ± 0.1 a	1.3 ± 0.6 a	1.0 ± 0.1 a	0.7 ± 0.2 a	1.1 ± 0.4 a
Ni, мг/кг	2.3 ± 0.9 ab	1.4 ± 0.5 a	1.1 ± 0.2 a	1.6 ± 0.1 a	4.0 ± 1.9 b	0.8 ± 0.3 a	1.8 ± 0.3 a	1.2 ± 0.3 a	1.1 ± 0.4 a
Co, мг/кг	0.2 ± 0.1 a	0.3 ± 0.1 a	0.2 ± 0.1 a	0.2 ± 0.1 a	0.5 ± 0.1 b	0.2 ± 0.1 a	0.2 ± 0.1 a	0.3 ± 0.1 a	0.2 ± 0.1 a
Cr, мг/кг	0.6 ± 0.1 ab	2.4 ± 1.5 b	0.3 ± 0.1 a	0.9 ± 0.2 ab	0.4 ± 0.1 a	0.2 ± 0.1 a	0.6 ± 0.1 ab	0.4 ± 0.1 a	0.5 ± 0.1 a
Pb, мг/кг	84.2 ± 67.8 b	37.0 ± 13.5 ab	13.6 ± 5.9 ab	2.8 ± 0.7 a	1.3 ± 0.4 a	3.1 ± 1.1 a	1.6 ± 0.1 a	1.2 ± 0.2 a	5.4 ± 2.5 a
НП, мг/кг	339 ± 163 ab	677 ± 315 b	303 ± 75 ab	311 ± 44 ab	167 ± 22 a	709 ± 92 b	115 ± 19 a	644 ± 223 b	393 ± 109 ab

Примечание. Функциональные зоны города: П – промышленная, Т – транспортная, С – селитебная. $M \pm m$ – среднее арифметическое ± стандартная ошибка среднего. Буквами a, b, c обозначена принадлежность к гомогенным группам, в каждой из которых отсутствуют статистически значимые ($p = 0.05$) различия по критерию Дункана, в порядке возрастания средних значений.

ных форм Cu превышает ПДК в 3.4 раза, указывая на загрязнение исследованных почв этим тяжелым металлом. Среднее содержание подвижных форм Ni в верхних горизонтах почв не превышает ПДК, однако максимальное значение выше этого уровня в 1.8 раза. Среднее и максимальное значение содержания подвижных форм Co значительно ниже ПДК, что указывает на отсутствие загрязнения почв этим тяжелым металлом. Среднее

содержание подвижных форм Cr в верхних горизонтах почв не превышает ПДК, однако максимальное значение выше этого уровня в 1.3 раза. Среднее содержание подвижных форм Pb превышает ПДК в 2.8 раз, указывая на загрязнение исследованных почв этим тяжелым металлом.

Пространственное распределение содержания подвижных форм всех тяжелых металлов (Zn, Cu, Ni, Co, Cr, Pb) в слое 0–10 см исследованных почв

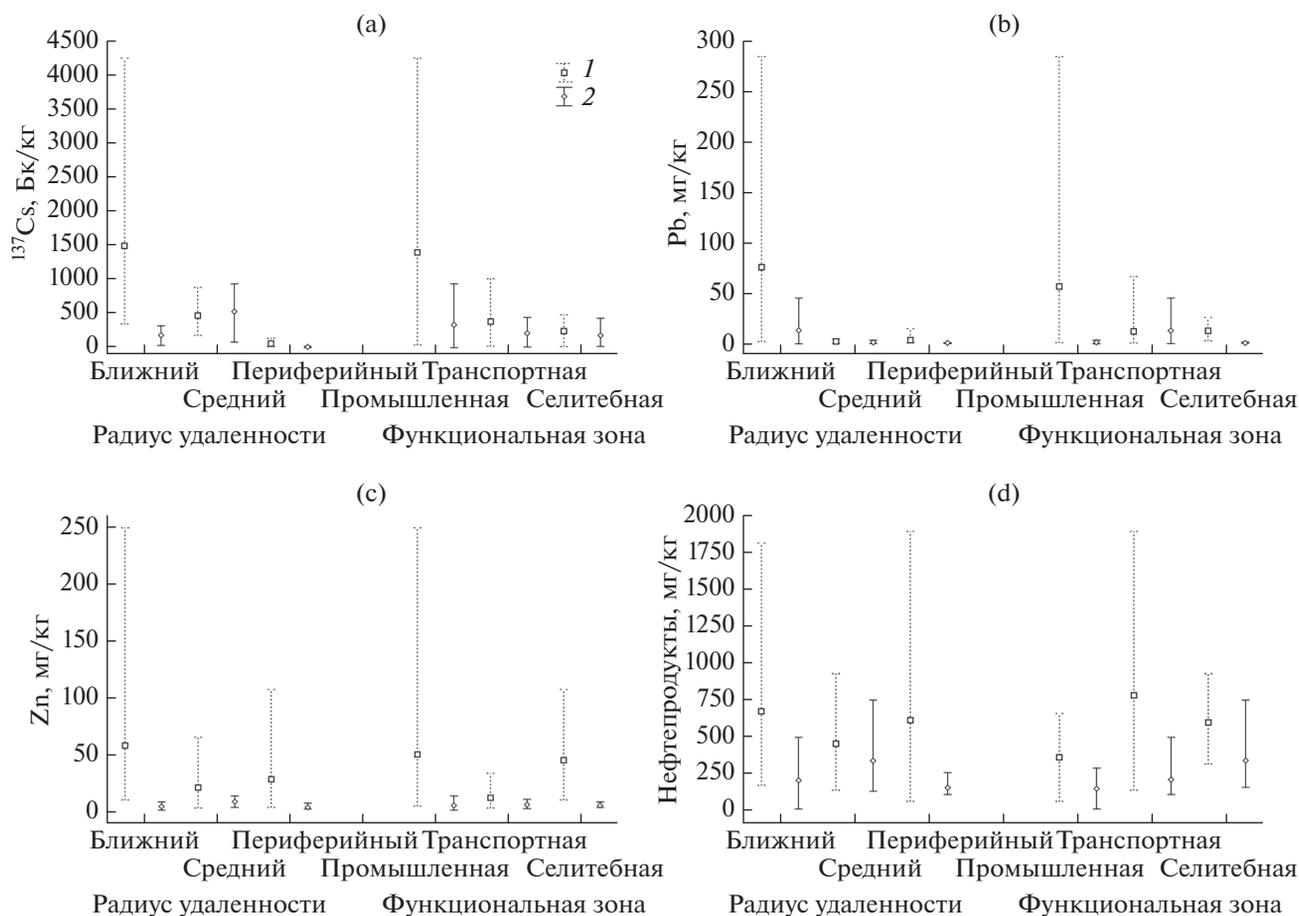


Рис. 2. Средние уровни, минимальные и максимальные значения удельной активности ^{137}Cs (а), содержания подвижных форм Pb (б), Zn (с), суммы нефтепродуктов (д) в верхнем слое 0–10 см ненарушенных (1) и нарушенных (2) почв на различных радиусах удаленности от источника и в различных функциональных зонах города.

подчиняется логнормальному закону. Наряду с очень высокими коэффициентами вариации, составившими от 50 до 435%, для распределений исследованных тяжелых металлов зафиксированы положительные коэффициенты асимметрии и эксцесса.

Результаты проведенного дисперсионного анализа свидетельствуют о статистически достоверном влиянии радиуса удаленности на пространственное распределение подвижных форм Pb и Cu в верхнем горизонте почв. Множественное сравнение средних показывает, что в промышленной зоне ближнего радиуса удаленности от источника выброса наблюдается статистически достоверное увеличение содержания подвижных форм Pb, Cu и Zn. На отдельных участках транспортной функциональной зоны города отмечено статистически значимое увеличение содержания подвижных форм Ni, Co, Cr в верхнем слое 0–10 см почв. В верхнем горизонте почв, нарушенных в результате проведенных дезактивационных, земляных и рекультивационных работ, отмечается уменьшение содержания подвижных форм Pb,

Cu, Zn. Такая очистка почв наиболее выражена в ближнем радиусе и на промышленной территории, но для загрязнения Zn проявляется и в других функциональных зонах города (рис. 2б, 2с).

В качестве ориентировочно допустимой концентрации нефтепродуктов в почве используют нижний предел второго (низкого) уровня загрязнения, равный 1000 мг/кг [8]. Среднее содержание нефтепродуктов в верхних горизонтах почв, исследованных в г. Электросталь, ниже этого уровня ориентировочно допустимой концентрации, однако максимальное значение выше него в 1.9 раз. Коэффициент вариации содержания нефтепродуктов составил 103%, распределение подчиняется логнормальному закону. Результаты проведенного дисперсионного анализа свидетельствуют о статистически достоверном влиянии функциональной зоны города и нарушений верхнего горизонта почв на пространственное варьирование нефтепродуктов. Множественное сравнение средних показывает, что в верхнем слое 0–10 см почвы в ближнем и периферийном радиусе воздействия наблюдается статистически достоверное увеличе-

Таблица 4. Коэффициенты корреляции Спирмена между удельной активностью ^{137}Cs , содержанием подвижных форм ТМ и НП в слое 0–10 см исследованных почв ($n = 36$)

Показатель	^{137}Cs	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
^{137}Cs							
Co	-0.08						
Cr	+0.14	+0.03					
Cu	+0.34*	-0.08	+0.60*				
Ni	+0.21	+0.27	+0.68*	+0.52*			
Pb	+0.39*	-0.21	+0.34*	+0.74*	+0.19		
Zn	+0.51*	+0.15	+0.27	+0.71*	+0.38*	+0.71*	
НП	+0.44*	-0.19	+0.10	+0.41*	+0.10	+0.63*	+0.68*

* Уровень значимости < 0.05 .

ние содержания нефтепродуктов для транспортной зоны города, а в среднем радиусе — для селитебной зоны. В верхнем горизонте почв, нарушенных в результате проведенных земляных и рекультивационных работ, отмечается снижение содержания нефтепродуктов на различных радиусах удаленности и во всех трех функциональных зонах города (рис. 2d).

Результаты корреляционного анализа указывают на пространственную сопряженность распределения ^{137}Cs , тяжелых металлов и нефтепродуктов в верхнем горизонте исследованных городских почв (табл. 4). Статистически значимые положительные коэффициенты корреляции отмечены между удельной активностью ^{137}Cs и содержанием подвижных форм Zn, Pb, Cu и нефтепродуктов. Прямые корреляционные связи зафиксированы также в следующих парах тяжелых металлов: Cr с Ni, Pb, Zn; Cu с Pb, Zn, Cr, Ni; Ni с Cr, Zn; Pb с Cu, Zn, Cr; Zn с Cu, Pb, Ni. Для содержания подвижных форм Co не выявлено значимых коэффициентов корреляции. Содержание нефтепродуктов в верхнем 0–10 см слое городских почв статистически значимо коррелирует с удельной активностью ^{137}Cs и подвижными формами Zn, Pb, Cu.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

В исследованном районе г. Электросталь зафиксировано локальное загрязнение ^{137}Cs , так как средний уровень удельной активности этого радионуклида в верхнем горизонте почв превышал референтный фоновый уровень в 11.5 раз. Это загрязнение обусловлено аварийным выбросом, произошедшим в результате радиационного инцидента на ЭЗТМ. На импактной территории вблизи этого завода выявлено также загрязнение Pb и Cu, среднее содержание подвижных форм этих тяжелых металлов в верхнем горизонте почв превышает ПДК в 2.8–3.4 раз. Такое содержание

Pb и Cu соответствует низкому уровню загрязнения [8], которое, по-видимому, сформировано в результате штатных выбросов плавильных и металлообрабатывающих цехов ЭЗТМ.

Средние величины содержания подвижных форм Zn, Cr, Ni и суммы нефтепродуктов в верхнем горизонте исследованных почв не превышали ПДК, но максимальные значения были больше, соответствуя допустимому уровню загрязнения этими токсикантами [7]. Содержание подвижных форм Co ни в одной из контрольных точек не превышало ПДК, следовательно, не выявлено загрязнение верхнего слоя почв этим тяжелым металлом.

Высокие коэффициенты вариации (более 50%) и логнормальный закон распределения, зафиксированные для удельной активности ^{137}Cs и содержания исследованных токсикантов, характерны для почв загрязненных территорий. В радиационных исследованиях обнаружено, что логнормальное распределение ^{137}Cs в почвах на территориях чернобыльских выпадений объясняется присутствием высокоактивных топливных микрочастиц в составе отобранных проб [18]. В производственном экологическом мониторинге установлено, что на импактных территориях степень варьирования содержания тяжелых металлов в почвах возрастает в зонах интенсивной техногенной нагрузки вблизи источников загрязнения [4, 9]. Результаты исследования показывают, что в городских почвах с ростом превышения ПДК и других контрольных уровней увеличиваются коэффициенты вариации в следующем ряду загрязнителей: $\text{Co} < \text{Ni} < \text{НП} < \text{Cr} < ^{137}\text{Cs} < \text{Zn} < \text{Pb} < \text{Cu}$.

Выявленное увеличение удельной активности ^{137}Cs и содержания подвижных форм Pb, Cu и Zn в почвах западной части промышленной зоны ближнего радиуса удаленности от ЭЗТМ свидетельствует о том, что именно это предприятие является источником указанного загрязнения. Локальное загрязнение ^{137}Cs , произошедшее в результате радиационного инцидента на ЭЗТМ в

апреле 2013 г., прослеживается в верхнем горизонте почв через 5 лет после выпадений. Загрязнение тяжелыми металлами в той же промышленной зоне сформировано в результате выбросов этого предприятия в течение 30–50 лет, а также вследствие выщелачивания промышленных, строительных и бытовых отходов, накопленных в прилежащих к заводу урбоэкосистемах.

Увеличение содержания суммы нефтепродуктов и подвижных форм Cr, Ni в верхнем горизонте почв приурочено к отдельным участкам транспортной зоны города. Локальное загрязнение почв на придорожных и селитебных участках связано с проливами горюче-смазочных материалов и других технических жидкостей. Еще одним фактором загрязнения в этих урбоэкосистемах является накопление продуктов истирания протекторов шин и самих дорожных покрытий.

Уменьшение удельной активности ^{137}Cs в верхнем горизонте 0–10 см нарушенных почв, на которых проводились дезактивационные и рекультивационные работы, обусловлено частичным снятием и удалением поверхностного загрязненного слоя. За счет этого в промышленной зоне ЭЗТМ отмечено снижение среднего уровня удельной активности ^{137}Cs в 4 раза (рис. 2а). Сходные методы механической дезактивации, применявшиеся в населенных пунктах на территории чернобыльских выпадений, способствовали уменьшению плотности загрязнения ^{137}Cs в 1.5–8 раз [13].

В ряде урбоэкосистем г. Электросталь вследствие земляных работ, проводившихся строительными и коммунальными службами, происходило перемешивание верхнего загрязненного горизонта с насыпными и нижележащими слоями, и это привело к снижению удельной активности ^{137}Cs , содержания ТМ и НП в техногенно-нарушенных трансформированных почвах. Такие природно-антропогенные процессы очистки почв отмечены на промышленной территории вблизи ЭЗТМ, но они распространены также на отдельных участках транспортной и селитебной зон. Напротив, на участках с ненарушенными почвами характерна длительная аккумуляция ^{137}Cs и тяжелых металлов в поверхностном слое.

Выявленные статистически значимые прямые корреляционные связи между удельной активностью ^{137}Cs и содержанием подвижных форм Zn, Pb, Cu указывают на пространственную сопряженность пятен радиоактивного и полиметаллического загрязнения. Несмотря на то, что конфигурация ореола выпадения ^{137}Cs была сформирована за короткий период в результате аварийного выброса, а загрязнение Cu и Pb является хроническим, наблюдалась их пространственная сопряженность в промышленной зоне ЭЗТМ. Выявленная корреляционная связь может отражать сходные пути техногенной миграции радиоцезия

и тяжелых металлов в верхнем горизонте городских почв. Подобная корреляция ^{137}Cs с Pb и Zn отмечалась в почвах г. Крагуевац (Сербия) [25]. По-видимому, в городских почвах могут действовать геохимические барьеры, в которых происходит аккумуляция радионуклидов и тяжелых металлов. При этом радиоцезий способен выступать трассером путей миграции и зон аккумуляции широкого спектра элементов-загрязнителей в почвенном покрове городских территорий. Проводившиеся в 2013–2014 гг. дезактивационные мероприятия в промышленной зоне ЭЗТМ включали снятие и вывоз верхнего загрязненного слоя почвы, и это привело не только к уменьшению удельной активности ^{137}Cs , но одновременно и к локальной очистке от различных, накопленных на поверхности, токсикантов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. На городской территории к западу от ЭЗТМ через 5 лет после радиационного инцидента сохранился ореол загрязнения площадью около 0.5 км², в котором среднее значение удельной активности ^{137}Cs в верхнем 0–10 см слое почв составляет 462.7 Бк/кг, превышая референтный уровень в 11.5 раз.

2. Почвы исследованной территории г. Электросталь загрязнены подвижными формами тяжелых металлов. Основными элементами-загрязнителями являются Cu, Pb и Zn.

3. Пространственное варьирование удельной активности ^{137}Cs и содержания исследованных токсикантов в верхнем слое загрязненных городских почв подчиняется логнормальному закону распределения. Их коэффициенты вариации составляют 50–435% и возрастают с повышением уровня загрязнения в следующем ряду химических веществ: Co < Ni < нефтепродукты < Cr < ^{137}Cs < Zn < Pb < Cu.

4. В почвах ближнего радиуса (0–100 м) промышленной зоны Электростальского завода тяжелого машиностроения повышены уровни удельной активности ^{137}Cs и содержания подвижных форм Pb, Cu, Zn по сравнению с другими территориями города. Увеличение содержания суммы нефтепродуктов и подвижных форм Cr, Ni приурочено к почвам транспортной зоны города.

5. В промышленной зоне к западу от завода на рекультивированных участках с нарушенными почвами средняя удельная активность ^{137}Cs в слое 0–10 см снижена в 4 раза по сравнению с ненарушенными, на которых не проводились дезактивационные мероприятия. В различных функциональных зонах города в верхнем горизонте почв, нарушенных в результате земляных и рекультивационных работ, снижено содержание тяжелых металлов и нефтепродуктов.

6. Статистически значимые прямые корреляционные связи между удельной активностью ^{137}Cs и содержанием подвижных форм Zn, Pb, Cu в верхнем горизонте почв указывают на пространственную сопряженность локальных пятен радиоактивного и полиметаллического загрязнения в исследованном районе г. Электросталь.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема № АААА-А21-121012290189-8) и при поддержке Междисциплинарной научно-образовательной школы МГУ им. М.В. Ломоносова “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Герасимова М.И., Ананко Т.В., Савицкая Н.В. Разработка подходов к введению антропогенно-измененных почв в содержание Почвенной карты Российской Федерации (на примере Московской области) // Почвоведение. 2020. № 1. С. 19–30.
2. ГН 2.1.7.2041-06 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006.
3. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
4. Кошелева Н.Е., Кузьминская Н.Ю., Терская Е.В. Распределение тяжелых металлов и металлоидов в почвенных катенах г. Серпухова // Почвоведение. 2021. № 8. С. 999–1016.
5. Линник В.Г., Борисов А.П., Иваницкий О.М., Мироненко И.В., Соколов А.В. Вертикальное распределение ^{137}Cs в почвах агрокатен Брянской области // Геохимия. 2020. № 12. С. 1198–1211.
6. Лоцилов Н.А., Кашпаров В.А., Процак В.П. Влияние вторичного пылепереноса радиоактивных веществ на загрязнение населенных пунктов в зоне Чернобыльской аварии // Гигиена и санитария. 1993. № 5. С. 39–41.
7. Макаров О.А., Макаров А.А. Подходы к оценке риска химического загрязнения городских почв // Почвоведение. 2016. № 9. С. 1147–1156.
8. Методические рекомендации по выявлению деградированных и загрязненных земель (утв. Минприроды РФ 15 февраля 1995 г.)
9. Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами / Под ред. Н.Г. Зырина, С.Г. Малахова. М.: Гидрометеиздат, 1981. 109 с.
10. Петрова Т.Б. Особенности формирования радиационного фона г. Москвы, обусловленного гамма-излучающими радионуклидами природного и техногенного происхождения. Автореф. дис. ... канд. техн. наук. М., 2011. 32 с.
11. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2017 г. Ежегодник. Обнинск. ФГБУ “НПО “Тайфун”. Росгидромет, 2018. 360 с.
12. Радиоэкология после Чернобыля: Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде / Пер. с англ. под ред. Ф. Уорнера, Р. Харрисона. М.: Мир, 1999. 512 с.
13. Рамзаев В.П., Барковский А.Н., Мишин А.С., Воробьев Б.Ф., Андерссон К.Г. Радиационно-гигиеническая оценка возможностей применения механической дезактивации в населенных пунктах Брянской области // Радиационная гигиена. 2008. № 6. Т. 1. С. 23–27.
14. Романович И.К., Брук Г.Я., Громов А.В., Рамзаев В.П. Радиационная обстановка на Электростальском заводе тяжелого машиностроения и прилегающей территории г. Электросталь, связанная с расплавлением радионуклидного источника // Актуальные вопросы радиационной гигиены. СПб., 2014. С. 165–167.
15. Сапожников Ю.А., Алиев Р.А., Калмыков С.Н. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2006. 286 с.
16. Селезнев А.А. Поверхностная локальная миграция ^{137}Cs в условиях экосистемы города // Вопросы радиационной безопасности. 2009. № 3. С. 70–76.
17. Тимофеев И.В., Кузьменкова Н.В. Пространственное распределение ^{137}Cs в почвах г. Озерск (Челябинская область) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география. 2013. № 6. С. 23–29.
18. Хомутинин Ю.В., Кашпаров В.А., Жебровская Е.И. Оптимизация отбора и измерений проб при радиоэкологическом мониторинге. Киев: Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии, 2001. 168 с.
19. Экогеохимия городских ландшафтов / Под ред. Н.С. Касимова. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1995. 336 с.
20. Adeniyi A.A., Owoade O.J. Total petroleum hydrocarbons and trace heavy metals in roadside soils along the Lagos-Badagry expressway, Nigeria // Environ. Monit. Assess. 2010. V. 167. P. 625–630. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1078-3>
21. Dragovic S., Gajic B., Dragovic R., Jankovic-Mandic Lj., Slavkovic-Beskoski L., Mihailovic N., Momcilovic M., Cujic M. Edaphic factors affecting the vertical distribution of radionuclides in the different soil types of Belgrade, Serbia // J. Environ. Monit. 2012. V.14, P. 127137. <https://doi.org/10.1039/c1em10457h>
22. IUSS Working Group WRB. 2015. World reference base for soil resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Report 106. FAO. Rome.

23. Khan A.B., Kathi S. Evaluation of heavy metal and total petroleum hydrocarbon contamination of roadside surface soil // *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 2014. V. 11(8). P. 2259–2270.
<https://doi.org/10.1007/s13762-014-0626-8>
24. Krcmova K., Robertson D., Cveckova V., Rapant S. Road-deposited sediment, soil and precipitation (RDS) in Bratislava, Slovakia: compositional and spatial assessment of contamination // *J. Soils Sediments.* 2009. V. 9. P. 304–316.
<https://doi.org/10.1007/s11368-009-0097-6>
25. Milenkovic B., Stajic J.M., Gulan Lj., Zeremski T., Nikozic D. Radioactivity levels and heavy metals in the urban soil of Central Serbia // *Environ. Sci. Poll. Res.* 2015. V. 22. P. 16732–16741.
<https://doi.org/10.1007/s11356-015-4869-9>
26. Peachey C.J., Sinnott D., Wilkinson M., Morgan G.W., Freer-Smith P.H., Hutchings T.R. Deposition and solubility of airborne metals to four plant species grown at varying distances from two heavily trafficked roads in London // *Environ. Poll.* 2009. V. 157. P. 2291–2299.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.03.032>

Spatial Variation of the Activity of ^{137}Cs , the Content of Heavy Metals and Petroleum Products in Polluted Soils of the City of Elektrostal

D. N. Lipatov^{1, *}, V. A. Varachenkov¹, D. V. Manakhov¹, M. M. Karpukhin¹, and S. V. Mamikhin¹

¹ *Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

**e-mail: dlip@soil.msu.ru*

The levels of specific activity of ^{137}Cs , the content of mobile forms (1M ammonium acetate extraction) of heavy metals (Zn, Cu, Ni, Co, Cr, Pb) and petroleum products in the upper horizon of soils of various urban landscapes of the city of Elektrostal under conditions of local radioactive and chemical contamination were studied. In the soils of the near radius (0–100 m) of the industrial zone of the heavy machinery plant, an increase in the levels of specific activity of ^{137}Cs and the content of mobile forms of Pb, Cu and Zn was recorded. The lognormal distribution law of ^{137}Cs was revealed, 5 years after the radiation incident, the range of spatial variation in the upper 0–10 cm soil layer was from 6 to 4238 Bq/kg. The coefficients of variation increase along with the level of pollution in the following range of chemicals: Co < Ni < petroleum products < Cr < ^{137}Cs < Zn < Pb < Cu, amounting to 50–435%. Statistically significant direct correlations were found between the specific activity of ^{137}Cs and the content of mobile forms of Pb, Cu, Zn in the upper horizon of urban soils, and this fact indicates the spatial conjugacy of local spots of radioactive and polymetallic contamination in the studied area of the city. It is shown that in the 0–10 cm layer of soils disturbed after decontamination, excavation and reclamation work, the levels of specific activity of ^{137}Cs , as well as the content of heavy metals and petroleum products, are reduced.

Keywords: urban soils, urban ecosystems, radiation monitoring, decontamination, Urban Technosols